

UNIVERSIDADE FEDERAL DE MATO GROSSO DO SUL  
FACULDADE DE ENGENHARIA, ARQUITETURA E URBANISMO E  
GEOGRAFIA  
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM TECNOLOGIAS AMBIENTAIS

**KEILA ROBERTA FERREIRA DE OLIVEIRA DASSAN**

**QUALIDADE DA ÁGUA EM RESERVATÓRIOS PREDIAIS:  
ANÁLISE E PROPOSIÇÃO DE MODELO MATEMÁTICO**

Campo Grande, MS

2014

UNIVERSIDADE FEDERAL DE MATO GROSSO DO SUL  
FACULDADE DE ENGENHARIA, ARQUITETURA E URBANISMO E  
GEOGRAFIA  
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM TECNOLOGIAS AMBIENTAIS

**KEILA ROBERTA FERREIRA DE OLIVEIRA DASSAN**

**QUALIDADE DA ÁGUA EM RESERVATÓRIOS PREDIAIS:  
ANÁLISE E PROPOSIÇÃO DE MODELO MATEMÁTICO**

Tese apresentada para obtenção do grau de Doutor no Programa de Pós-Graduação em Tecnologias Ambientais da Universidade Federal de Mato Grosso do Sul, na área de concentração em Saneamento Ambiental e Recursos Hídricos.

**ORIENTADOR: Prof. Dr. Peter Batista Cheung**

**CO-ORIENTADOR: Prof. Dr. Johannes Jansen**

Aprovada em:

**Banca Examinadora:**

**Prof. Dr. Peter Batista Cheung**

Orientador

Universidade Federal de Mato Grosso do Sul – UFMS

**Prof. Dr. Jorge Luiz Steffen**  
Universidade Federal de Mato Grosso do Sul – UFMS

**Profª. Drª. Maria Lúcia Ribeiro**  
Universidade Federal de Mato Grosso do Sul – UFMS

**Profª. Drª. Luisa Fernanda Ribeiro Reis**  
Universidade de São Paulo – USP

**Prof. Dr. Cristovão Vicente Scapulatempo Fernandes**  
Universidade Federal do Paraná – UFPR

Campo Grande, MS  
2014

Dassan, Keila Roberta Ferreira de Oliveira

Qualidade da água em reservatórios prediais: análise e proposição de modelo matemático / Keila Roberta Ferreira de Oliveira Dassan – Campo Grande, 2014.

Tese (Doutorado) – Universidade Federal de Mato Grosso do Sul, 2014.

Orientador: Prof. Dr. Peter Batista Cheung.

1. reservatórios prediais; 2. qualidade da água; 3. modelagem

## DEDICATÓRIA

*À minha família*

*Que me ensinou a sonhar e a  
não desistir dos meus sonhos.*

## **AGRADECIMENTOS**

Ao Professor Doutor Peter Batista Cheung, pela orientação e pela confiança para desenvolver este trabalho.

Ao Professor Doutor Johannes Jansen pela co-orientação e ao Professor Doutor Wolfgang Uhl pelo apoio durante o intercâmbio realizado na Technische Universität Dresden, Alemanha.

Aos parceiros e amigos dos Laboratórios de Qualidade Ambiental, Saneamento Ambiental, Hidráulica e Eficiência Energética e Simulação Computacional Fluidodinâmica, em especial à Professora Doutora Maria Lúcia Ribeiro, Professor Doutor Carlos Nobuyoshi Ide, Marcelo Campos, Paulo José Alves de Oliveira, Manoel Lucas Machado Xavier, Jhonatan Barbosa da Silva e Alexandre Gealh, pelo auxílio prestado, pelo companheirismo e amizade.

Ao meu esposo, pelo conforto nos momentos difíceis e pelo carinho em todos os dias ao meu lado.

Aos meus pais e irmãs, pelo amor incondicional.

Aos meus amigos, pelas palavras de incentivo.

## SUMÁRIO

|  |       |
|--|-------|
| DEDICATÓRIA.....   | iii   |
| AGRADECIMENTOS .....   | iv    |
| SUMÁRIO.....   | v     |
| LISTA DE FIGURAS .....   | vii   |
| LISTA DE TABELAS .....   | xi    |
| LISTA DE SIGLAS E ABREVIATURAS .....   | xiii  |
| LISTA DE SÍMBOLOS .....  | xv    |
| RESUMO .....   | xvii  |
| ABSTRACT .....   | xviii |
| 1. INTRODUÇÃO.....   | 19    |
| 2. OBJETIVOS .....   | 22    |
| 3. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA .....   | 23    |
| 3.1. Conceitos sobre reservatórios prediais – concepção e projeto.....   | 25    |
| 3.1.1. Considerações sobre dimensionamento de reservatórios prediais no Brasil .....   | 27    |
| 3.2. Qualidade da água em reservatórios prediais .....   | 30    |
| 3.2.1. Hipóteses para deterioração da qualidade da água em reservatórios prediais .....  | 32    |
| 3.3. Dinâmica do cloro na água .....   | 35    |
| 3.3.1. Modelos matemáticos de decaimento do cloro na água .....  | 41    |
| 3.3.2. Influência da temperatura no decaimento do cloro.....   | 45    |
| 3.4. Modelos de mistura em reservatórios de água de abastecimento associados à qualidade.....  | 46    |
| 3.4.1. Modelos de compartimentos para reservatórios do sistema de distribuição de água..   | 51    |
| 3.4.2. Modelos hidrodinâmicos: dinâmica de fluidos computacional .....   | 53    |
| 3.4.3. Tempo de detenção hidráulica e mistura em reservatórios.....  | 54    |
| 3.5. Tecnologias para medição contínua de cloro livre .....  | 58    |
| 4. MATERIAIS E MÉTODOS.....  | 63    |
| 4.1. Avaliação de tecnologias de monitoramento contínuo .....  | 65    |
| 4.1.1. Testes preliminares com a sonda multiparâmetro 600DW-B.....   | 66    |
| 4.1.2. Testes preliminares com o sensor de cloro livre modelo 499ACL-01 .....  | 70    |
| 4.1.3. Comparação de medições de cloro residual livre entre as sondas de monitoramento contínuo e o método colorimétrico portátil .....    | 72    |
| 4.2. Levantamento de dados reais contínuos .....   | 74    |
| 4.3. Determinação da constante de decaimento de cloro devido ao corpo do escoamento ( $k_b$ ) no interior de um reservatório predial ..... | 78    |

|   |     |
|---|-----|
| 4.4. Desenvolvimento dos modelos matemáticos de qualidade da água para reservatórios prediais .   | 80  |
| 4.4.1. Modelo de reservatório com mistura completa e decaimento de cloro .....  | 81  |
| 4.4.2. Modelo de reservatório em fluxo pistão e decaimento de cloro.....  | 81  |
| 4.4.3. Metodologia para o desenvolvimento dos modelos de três e de quatro compartimentos....  | 84  |
| 5. RESULTADOS E DISCUSSÕES.....   | 88  |
| 5.1. Avaliação de tecnologias de monitoramento contínuo .....   | 88  |
| 5.1.1. Testes preliminares com a sonda multiparâmetro 600DW-B.....  | 89  |
| 5.1.2. Testes preliminares com o sensor de cloro livre modelo 499ACL01.....   | 94  |
| 5.1.3. Comparação de medições de cloro residual livre entre as sondas de monitoramento contínuo e o método colorimétrico portátil .....         | 100 |
| 5.2. Monitoramento em reservatórios prediais para obtenção de dados reais.....  | 102 |
| 5.3. Determinação da constante de decaimento de cloro devido ao corpo do escoamento ( $k_{bulk}$ ) no interior de um reservatório predial ..... | 111 |
| 5.4. Modelos de qualidade da água para reservatórios prediais.....  | 115 |
| 5.4.1. Proposta de modelo de três compartimentos com decaimento de segunda ordem.....   | 118 |
| 5.4.2. Proposta de modelo de quatro compartimentos com decaimento de segunda ordem.....   | 121 |
| 5.4.3. Análise da mistura no interior dos reservatórios prediais com base na fluidodinâmica computacional .....                                 | 124 |
| 5.4.4. Avaliação dos diferentes modelos de qualidade da água nos reservatórios prediais.....  | 133 |
| 5.4.4.1. Avaliação de um reservatório enterrado.....  | 134 |
| 5.4.4.2. Avaliação de um reservatório elevado.....  | 141 |
| 6. CONCLUSÕES E RECOMENDAÇÕES .....   | 151 |
| 7. BIBLIOGRAFIA CONSULTADA.....   | 155 |
| 8. APÊNDICES .....  | 166 |
| Apêndice A - Dados comparativos entre medições contínuas de cloro livre e o método DPD colorimétrico.....                                       | 167 |
| Apêndice B: Teste de garrafas ( <i>Bottle Test</i> ). .....   | 168 |
| Apêndice C: Código dos modelos de qualidade da água.....  | 169 |

## LISTA DE FIGURAS

|  |    |
|--|----|
| FIGURA 3.1. Exemplo de sistemas de instalação hidráulica em edificações. a) sistema indireto; b) sistema direto. ....                          | 26 |
| FIGURA 3.2. Exemplo de sistema de instalação hidráulica predial misto em uma residência domiciliar típica no Brasil. ....                      | 26 |
| FIGURA 3.3. Sistema de instalação hidráulica misto com bombeamento adotado em edifícios. ....  | 27 |
| FIGURA 3.4. Variação das concentrações de HOCL e OCL <sup>-</sup> em função do pH a 25°C (Deborde & Gunten, 2008). ....                        | 37 |
| FIGURA 3.5. Curva de cloração ao <i>breakpoint</i> (Owen & Harms, 2005). ....  | 38 |
| FIGURA 3.6. Representação dos tipos de decaimento em sistemas de distribuição de água (Rossman, 2000). ....                                    | 40 |
| FIGURA 3.7. Mistura teórica em reservatórios (Grayman, 2000). ....   | 47 |
| FIGURA 3.8. Modelos de compartimentos: a) Mau <i>et al.</i> (1995; 1996); b) Clark <i>et al.</i> (1996); c) Grayman <i>et al.</i> (1996). .... | 51 |
| FIGURA 4.1. Linha do desenvolvimento do trabalho. ....   | 64 |
| FIGURA 4.2. Fluxograma dos testes com as sondas de monitoramento contínuo de cloro livre. ....   | 65 |
| FIGURA 4.3. a) Sonda multiparâmetro com célula de fluxo; b) Válvula redutora de pressão e c) Controlador de vazão. ....                        | 66 |
| FIGURA 4.4. Sistema de monitoramento contínuo da sonda de cloro livre. ....  | 67 |
| FIGURA 4.5. Metodologia de avaliação da estabilidade da sonda de cloro livre. ....   | 68 |
| FIGURA 4.6. Metodologia adotada para avaliação da sonda frente à intermitências de fluxo. ....   | 69 |
| FIGURA 4.7. Célula de fluxo fabricada para uso dos sensores de cloro e pH. ....  | 70 |
| FIGURA 4.8. Sistema de monitoramento da sonda modelo 499ACL-01. ....   | 71 |
| FIGURA 4.9. Metodologia do teste de vazão de operação da sonda modelo 499ACL-01. ....  | 72 |
| FIGURA 4.10. Sistema de instalação hidráulica geral do edifício estudado. ....   | 75 |

|  |     |
|--|-----|
| FIGURA 4.11. Detalhe dos reservatórios prediais. a) Reservatório enterrado. b) reservatório elevado.....   | 76  |
| FIGURA 4.12. Esquema de locação dos equipamentos de medição no sistema hidráulico da edificação.....   | 77  |
| FIGURA 4.13. Modelo de diagrama de caixa e linha (box-plot).....   | 78  |
| FIGURA 4.14. Metodologia para aplicação do teste de garrafas em reservatórios prediais e procedimento. ....  | 79  |
| FIGURA 4.15. Modelo FIFO (fluxo pistão). ....  | 82  |
| FIGURA 4.16. Modelo LIFO (fluxo pistão). ....  | 83  |
| FIGURA 4.17. Modelo compartimentado de Grayman <i>et al.</i> (1996). ....  | 84  |
| FIGURA 4.18. Fluxograma de aplicação do CFD em reservatório predial. ....  | 86  |
| FIGURA 5.1. Tempo de estabilização da sonda, em sua primeira utilização. ....  | 89  |
| FIGURA 5.2. Bolhas de ar presentes na célula de fluxo (sonda multiparâmetro). ....   | 91  |
| FIGURA 5.3. Teste com interrupção de fluxo através da célula, por 25 minutos. ....   | 92  |
| FIGURA 5.4. Teste com interrupção de fluxo através da célula, por 45 minutos. ....   | 93  |
| FIGURA 5.5. Células de fluxo fabricadas para medição de cloro livre. ....  | 94  |
| FIGURA 5.6. Medição de cloro livre durante a operação da sonda modelo 499ACL01 com vazão de operação de $0,13L.min^{-1}$ . ....  | 95  |
| FIGURA 5.7. Medição de cloro livre durante a operação da sonda modelo 499ACL01 com vazão de operação de $0,30L.min^{-1}$ . ....  | 95  |
| FIGURA 5.8. Medição de cloro livre durante a operação da sonda modelo 499ACL01 com vazão de operação de $0,50L.min^{-1}$ . ....  | 96  |
| FIGURA 5.9. Comportamento da sonda modelo 499ACL01 frente à intermitência de fluxo por 25 minutos. ....  | 97  |
| FIGURA 5.10. Comportamento da sonda modelo 499ACL-01 frente à intermitência de fluxo por 45 minutos. ....  | 99  |
| FIGURA 5.11. Comparação visual entre as concentrações de cloro residual livre medidas pelas sondas e pelo método DPD: a) instrumento 1; b) instrumento 2; e c) instrumento 3. .. | 101 |
| FIGURA 5.12. Intervalo de confiança para as sondas de medição de cloro livre: a) Instrumento 1; b) instrumento 2; e c) instrumento 3. ....                                       | 102 |
| FIGURA 5.13. Vazões de entrada e saída do reservatório enterrado (RE). ....  | 103 |

|  |     |
|--|-----|
| FIGURA 5.14. Variações de nível e de volume do reservatório enterrado (RE).....  | 103 |
| FIGURA 5.15. TDH em função das vazões de entrada e saída do RE. ....   | 104 |
| FIGURA 5.16. Comportamento do cloro residual livre considerando o TDH médio de 16h.<br>.....   | 105 |
| FIGURA 5.17. Vazão de entrada e saída do REL durante o período de monitoramento.....   | 106 |
| FIGURA 5.18. Comportamento do consumo no edifício residencial no período monitorado.<br>.....  | 106 |
| FIGURA 5.19. Variação de volume e de nível no reservatório elevado. ....   | 107 |
| FIGURA 5.20. Comportamento do TDH com as vazões de entrada e saída. ....   | 108 |
| FIGURA 5.21. Comparação visual das concentrações de cloro livre da saída do RE e entrada<br>do REL.....  | 109 |
| FIGURA 5.22. Concentrações de cloro na entrada e saída do REL.....   | 110 |
| FIGURA 5.23. Variação de temperatura e pH da água de entrada do reservatório predial. ..   | 110 |
| FIGURA 5.24. Modelos de decaimento de cloro residual livre: a) adotando modelo de reação<br>de primeira ordem; e b) adotando modelo de reação de segunda ordem. .... | 114 |
| FIGURA 5.25. Modelos de qualidade da água analisados.....  | 116 |
| FIGURA 5.26. Modelo de três compartimentos para reservatórios prediais. ....   | 118 |
| FIGURA 5.27. Modelo de quatro compartimentos para reservatórios prediais.....  | 122 |
| FIGURA 5.28. Velocidades no interior dos reservatórios simulados. ....   | 125 |
| FIGURA 5.29. Valores de velocidades no interior dos reservatórios simulados.....   | 126 |
| FIGURA 5.30. Zonas de influência das velocidades de entrada, no interior dos reservatórios<br>simulados.....   | 127 |
| FIGURA 5.31. Volume do compartimento de entrada em reservatórios. ....   | 128 |
| FIGURA 5.32. Zonas de influência das velocidades de saída, com relação ao interior dos<br>reservatórios simulados. ....  | 129 |
| FIGURA 5.33. Volume do compartimento de saída em reservatórios.....  | 130 |
| FIGURA 5.34. Compartimento de zonas de menores velocidades (zonas mortas) em<br>reservatórios.....   | 131 |
| FIGURA 5.35. Volume do compartimento de saída em reservatórios.....  | 132 |

|   |     |
|---|-----|
| FIGURA 5.36. Modelos de qualidade da água com modelos de fluxo pistão e decaimento de cloro de segunda ordem.....   | 134 |
| FIGURA 5.37. Modelos de qualidade da água com modelo de fluxo de mistura completa (CSTR) e decaimento de cloro de segunda ordem. ....   | 135 |
| FIGURA 5.38. Modelos de qualidade da água com modelos compartimentados de fluxo desenvolvidos e decaimento de cloro de segunda ordem. ....  | 136 |
| FIGURA 5.39. Distribuição dos resíduos dos modelos CSTR e três compartimentos. ....   | 138 |
| FIGURA 5.40. Distribuição dos resíduos do modelo de quatro compartimentos.....  | 138 |
| FIGURA 5.41. Respostas dos modelos de qualidade da água discutidos para o TDH. ....   | 140 |
| FIGURA 5.42. Comportamento do TDH no modelo de quatro compartimentos adotado para descrever o reservatório enterrado.....   | 140 |
| FIGURA 5.43. Histograma de frequências do TDH no reservatório enterrado.....  | 141 |
| FIGURA 5.44. Modelos de qualidade com fluxo pistão e decaimento de cloro de segunda ordem aplicados ao reservatório elevado.....  | 142 |
| FIGURA 5.45. Modelos de qualidade com misturas completa (CSTR) e decaimento de cloro de segunda ordem aplicados ao reservatório elevado.....  | 142 |
| FIGURA 5.46. Modelos de qualidade compartimentados e decaimento de cloro de segunda ordem aplicados ao reservatório elevado.....  | 144 |
| FIGURA 5.47. Distribuição dos resíduos dos modelos CSTR e de três compartimentos para o reservatório elevado.....   | 145 |
| FIGURA 5.48. Distribuição dos resíduos do modelo de quatro compartimentos para o reservatório elevado.....  | 146 |
| FIGURA 5.49. TDH obtido pelos modelos aplicados ao REL. ....  | 147 |
| FIGURA 5.50. Modelo de qualidade de quatro compartimentos e decaimento de cloro de segunda ordem com parâmetros hidráulicos do REL.....   | 148 |
| FIGURA 5.51. Histograma de frequências do TDH no reservatório elevado.....  | 148 |
| FIGURA 5.52. Concentrações de saída do conjunto de reservatórios prediais para entradas no sistema de $0,4\text{mgCl}_2\cdot\text{L}^{-1}$ e $0,2\text{mgCl}_2\cdot\text{L}^{-1}$ ..... | 150 |

## LISTA DE TABELAS

|  |     |
|--|-----|
| TABELA 3.1. Algumas especificações na norma técnica brasileira para reservatórios prediais.<br>.....   | 28  |
| TABELA 3.2. Microrganismos detectados em reservatórios prediais e em pontos de água no interior de edificações.....  | 31  |
| TABELA 3.3. Resumo dos problemas de qualidade da água associados aos reservatórios de armazenamento de água.....   | 33  |
| TABELA 3.4. Modelos cinéticos de decaimento de cloro.....  | 43  |
| TABELA 3.5. Particularidades dos modelos cinéticos de decaimento de cloro.....   | 44  |
| TABELA 3.6. Instrumentos comerciais de medição de cloro.....   | 59  |
| TABELA 4.1. Equipamentos de medição utilizados no monitoramento de campo.....  | 74  |
| TABELA 4.2. Parâmetros de qualidade da água analisados.....  | 80  |
| TABELA 5.1. Testes de tempo de estabilização da sonda multiparâmetro.....  | 90  |
| TABELA 5.2. Matriz de correlação para análise do tempo de estabilização da sonda.....  | 91  |
| TABELA 5.3. Análise de dispersão para o teste 2a, com fluxo de 5 minutos.....  | 92  |
| TABELA 5.4. Análise de dispersão para o teste 2a, com fluxo de 15 minutos.....   | 94  |
| TABELA 5.5. Variação dos testes com diferentes vazões para a sonda modelo 499ACL-01.....   | 96  |
| TABELA 5.6. Análise de dispersão para a sonda modelo 499ACL-01 para fluxo de 5 minutos.....  | 98  |
| TABELA 5.7. Comportamento das sondas modelo 499ACL-01 antes da interrupção de fluxo.<br>.....  | 99  |
| TABELA 5.8. Comportamento das sondas modelo 499ACL-01 após a interrupção de fluxo.<br>.....  | 100 |
| TABELA 5.9. Resultados estatísticos da comparação das medições entre cada sonda e do método DPD colorimétrico para determinação de cloro residual livre em água potável..... | 102 |
| TABELA 5.10. Consumo de água médio para diferentes regiões Brasileiras (PMSS, 2003).<br>.....  | 107 |
| TABELA 5.11. Características da água potável coletada para a realização do teste de decaimento.....  | 111 |

|  |     |
|--|-----|
| TABELA 5.12. Resultado dos modelos cinéticos de decaimento de cloro testados. ....                               | 112 |
| TABELA 5.13. Resultado dos modelos cinéticos de decaimento de cloro testados. ....                               | 113 |
| TABELA 5.14. Análise de variância para testar a significância do ajuste de cada modelo aos dados observados..... | 115 |

## LISTA DE SIGLAS E ABREVIATURAS

|                |   |
|----------------|---|
| ABNT           | Associação Brasileira de Normas Técnicas  |
| AHAs           | Ácidos haloacéticos   |
| APHA           | American Public Health Association  |
| AWWA           | American Water Works Association  |
| CFD            | Fluidodinâmica computacional ( <i>Computational Fluid Dynamics</i> )                                  |
| CSTR           | Reator de mistura completa ( <i>Continuously stirred tank reactor</i> )                               |
| DNS            | Simulação numérica direta ( <i>Direct numerical simulation</i> )                                      |
| DPD            | N,N-dietil-p-fenileno-diamina   |
| <i>E. coli</i> | <i>Escherichia coli</i>   |
| EMQ            | Erro médio quadrático   |
| EPS            | Período estendido de simulação ( <i>Extended period of simulation</i> )                               |
| ETA            | Estação de Tratamento de Água   |
| EUA            | Estados Unidos da América   |
| FIFO           | Modelo tubular primeiro volume que entra – primeiro volume que sai<br>( <i>First in – First out</i> ) |
| GDWQ           | Guidelines for drinking-water quality   |
| IBGE           | Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística   |
| NBR            | Norma Brasileira  |
| LIFO           | Modelo tubular último volume que entra – primeiro volume que sai ( <i>Last<br/>in – First out</i> )   |
| MON            | Matéria orgânica natural  |
| ONU            | Organização das Nações Unidas   |
| pH             | Potencial hidrogeniônico  |
| PFR            | Reator de fluxo tubular ( <i>plug-and-flow reactor</i> )  |
| PSA            | Plano de Segurança da Água  |
| RE             | Reservatório enterrado  |
| REL            | Reservatório elevado  |
| SAA            | Sistema de abastecimento de água  |
| DAS            | Sistema de distribuição de água   |
| SPDs           | Subprodutos da desinfecção  |

|                     |   |
|---------------------|---|
| spp.                | Várias espécies                                 |
| SUVA <sub>254</sub> | Absorbância de radiação ultravioleta específica |
| TDH                 | Tempo de detenção hidráulica                    |
| THMs                | Trihalometanos                                  |
| USEPA               | United States Environmental Protection Agency   |
| UVA <sub>254</sub>  | Absorbância de radiação ultravioleta            |
| WEF                 | Water Environment Federation                    |
| WHO                 | World Health Organization                       |

## LISTA DE SÍMBOLOS

|                  |   |
|------------------|---|
| $C_0$            | Concentração inicial de cloro   |
| $C^t$            | Concentração de cloro no tempo $t$  |
| $C^{t+\Delta t}$ | Concentração de cloro após o intervalo de tempo $\Delta t$                                    |
| $C'$             | Concentração de todas os compostos que podem reagir com o cloro                               |
| $C^*$            | Concentração limite do cloro  |
| $C_r$            | Concentração do constituinte no reservatório  |
| $C_{in}$         | Concentração do constituinte na entrada do reservatório                                       |
| $Ca(OCl)_2$      | Hipoclorito de cálcio   |
| $Cl_2$           | Cloro gasoso  |
| $Cl_3$           | Tricloreto  |
| $Cl_2O$          | Hemióxido de cloro  |
| D                | Dia   |
| Ea               | Energia de ativação da reação   |
| H                | Hora  |
| HClO             | Ácido hipocloroso   |
| $H_{T,min}$      | Elevação mínima do tanque   |
| $H_{T,i}$        | Elevação do tanque na iteração $i$  |
| $k_0$            | Fator pré-exponencial de Arrhenius  |
| K                | Constante de decaimento do cloro  |
| $k_w$            | Constante de decaimento de cloro devido às reações com a superfície da tubulação              |
| $k_b$            | Constante de decaimento de cloro devido às reações com o corpo do escoamento (próprio fluido) |
| $k_{fast}$       | Constante de decaimento das reações rápidas   |
| $k_{slow}$       | Constante de decaimento do escoamento das reações lentas                                      |
| Kg               | Quilograma  |

|            |  |
|------------|--|
| L          | Litro  |
| $U$        | Função da constante de decaimento da equação de segunda ordem com dois reagentes |
| MJ         | Megajoule  |
| M          | Metro  |
| $m^3$      | Metro cúbico   |
| $m^2$      | Metro quadrado   |
| Mg         | Miligrama  |
| Min        | Minuto   |
| mL         | Mililitro  |
| $N$        | Ordem da reação de decaimento do cloro   |
| $N_2$      | Nitrogênio gasoso  |
| NaOCl      | Hipoclorito de sódio   |
| $NH_2Cl$   | Monocloramina  |
| $NHCl_2$   | Dicloramina  |
| $NCl_3$    | Tricloramina   |
| $OCl^-$    | Íon hipoclorito  |
| Ppm        | Partes por milhão  |
| $Q_{in}$   | Vazão de entrada   |
| $Q_{out}$  | Vazão de saída   |
| S          | Segundo  |
| R          | Constante universal dos gases ( $8,31434 \text{ J.Mol}^{-1}.\text{K}^{-1}$ )     |
| $R'$       | Parâmetro adimensional da equação de decaimento de segunda ordem                 |
| $R^2$      | Coefficiente de determinação   |
| T          | Temperatura absoluta (Kelvin)  |
| $\Delta t$ | Duração da iteração temporal   |
| T          | Tempo de detenção hidráulica (TDH)   |
| V          | Volume   |
| Z          | Relação entre as reações rápidas e lentas  |

## RESUMO

Dassan, K. R. F. O. (2014). *Qualidade da água em reservatórios prediais: análise e proposição de modelo matemático*. Campo Grande, 2014. 172p. Tese (Doutorado) – Universidade Federal de Mato Grosso do Sul, Brasil.

Longos tempos de detenção hidráulica e baixa taxa de mistura em reservatórios prediais podem levar à redução das concentrações de cloro residual, substância essencial à manutenção da qualidade da água fornecida aos consumidores, e favorecer o recrescimento de microrganismos prejudiciais à saúde. O presente trabalho avaliou a dinâmica do cloro residual livre em reservatórios prediais e propôs dois modelos matemáticos para descrever o seu comportamento. Tecnologias de monitoramento contínuo de cloro livre foram adotadas para levantamento de dados reais e testes de decaimento de cloro livre foram realizados. Os modelos foram desenvolvidos com o auxílio da tecnologia da fluidodinâmica computacional, e permitem a identificação de volumes de zona de influência da entrada e da saída dos reservatórios (modelo de três compartimentos) e de zonas de estagnação (modelo de quatro compartimentos), sendo incorporado em ambos, o decaimento de cloro livre de segunda ordem. Quando comparados aos modelos de mistura ideais (mistura completa e fluxo pistão), os modelos compartimentados forneceram maiores informações acerca dos reservatórios monitorados. O modelo de quatro compartimentos demonstrou o melhor ajuste aos dados observados, confirmando a presença de zonas de estagnação, além dos volumes de influência de entrada e de saída do reservatório. Concluiu-se ainda, que o cloro residual livre sofre decaimento no interior dos reservatórios prediais, quando há elevados tempos de detenção hidráulica, e devem ser avaliados quanto à proteção da qualidade da água desde a etapa de projeto, indo ao encontro dos novos paradigmas voltados à avaliação de riscos no setor de abastecimento da água.

**Palavras-Chave:** reservatórios domiciliares, cloro livre, monitoramento contínuo, modelos sistêmicos, qualidade da água, modelos de mistura.

## ABSTRACT

Dassan, K. R. F. O. (2014). *Water Quality in household storage tanks: analysis and mathematic model proposition*. Campo Grande, 2014. 172p. Ph.D Thesis – Federal University of Mato Grosso do Sul, Brazil (in portuguese).

Long detention times and poor mixing inside domestic storage tanks can deteriorate water quality by reducing chlorine residuals, which play an important role on protecting water from microorganisms regrowth. This work investigated and propounded mathematical models to describe free chlorine residuals associated to hydraulic parameters in households storage tanks. Continuous monitoring free chlorine probes were investigated, and bottle test was performed to determine the bulk decay and the order of reaction. The mathematical models were developed based on computational fluid dynamics and provide the volume of the inlet and outlet zones of influence from the tank (three compartment model) and also the volume of dead zones inside the tank (four compartment model). Both models included the second order chlorine decay. The compartment models provided more detailed information related to chlorine residual concentrations and detention time, compared to the ideal mixing models (complete mixing and plug-and-flow). The four-compartment model with second order chlorine decay better described the storage tanks monitored, once it considered and determined a stagnant zone volume inside the tanks, beyond the inlet and outlet zones of influence. Chlorine concentrations decayed inside the storage tanks, which presented long detention times. The domestic storage tanks must be evaluated against water quality deterioration since the conception project in order to attend the new paradigm on water security management.

**Key-words:** domestic storage tanks, water quality, drinking water, free chlorine, continuous monitoring, systems-type models, mixing models.

## 1. INTRODUÇÃO

A importância da disponibilidade de água potável à população é indiscutível. O acesso à água potável é fundamental ao bem-estar da população e está diretamente vinculado à saúde pública, e por isto, é atualmente considerado como um direito da população. A Organização das Nações Unidas (ONU) reconheceu, em documento de registro do Conselho de Direitos Humanos, no ano de 2010, que o direito humano à água potável e ao saneamento provém do direito a um padrão de vida adequado e está intrinsecamente relacionado com o direito ao mais alto nível possível de saúde física e mental, bem como ao direito à vida e à dignidade humana (ONU, 2010).

Aliada a universalização, a garantia do fornecimento de água com a qualidade necessária para consumo humano é um desafio que está sendo amplamente vinculado à adequada gestão do saneamento básico, e conseqüentemente ao nível de desenvolvimento de uma nação.

Como reflexo da preocupação em assegurar os padrões de qualidade da água para consumo, a última revisão feita na legislação sobre qualidade da água, que resultou na publicação da Portaria nº 2.914, de 12 de dezembro de 2011, do Ministério da Saúde (Brasil, 2011), incluiu ferramentas importantes para o controle de qualidade da água como por exemplo, a adoção dos Plano de Segurança da Água (PSA) para a avaliação e gerenciamento de riscos à saúde, associados aos sistemas de abastecimento de água, desde a captação até o consumidor final.

A importância em se adotar ferramentas de controle de qualidade da água de abastecimento se dá em função dos riscos de degradação da qualidade da água nas diferentes etapas do sistema de abastecimento.

Especial atenção tem sido voltada para a etapa de armazenamento e distribuição da água potável. Muitas pesquisas têm reportado problemas de desaparecimento do residual de cloro livre e recrescimento de microrganismos em reservatórios de distribuição e em trechos finais da rede de distribuição e têm buscado desenvolver modelos de qualidade da água para descrever o comportamento da água potável nos reservatórios do sistema de distribuição e na rede (Clark *et al.*, 1994; Mau *et al.*, 1995; Grayman *et al.*, 1996; USEPA, 2002a; Hannoun *et al.*, 2003; Grayman *et al.*, 2004).

No entanto, outra preocupação tem sido alvo de pesquisas com relação à manutenção da qualidade da água de abastecimento: os reservatórios prediais (Momba & Kaleni, 2002; Graham & VanDerslice, 2007; Al-Bahry *et al.*, 2011; Winck *et al.*, 2011).

Os reservatórios prediais são componentes do sistema de instalação predial, e recebem a água potável entregue através do sistema de distribuição de água (SDA) de acordo com os padrões de qualidade estabelecidos pela Portaria 2.914/2011 do Ministério da Saúde (Brasil, 2011). Porém, o recrescimento de microrganismos tem sido observado em diferentes estudos destas estruturas, geralmente relacionados a baixos valores de cloro residual livre (Oswald *et al.*, 2007, Al-Bahry *et al.*, 2011) e longos tempos de detenção da água e problemas de manutenção dessas estruturas (falta de limpeza, deficiências de isolamento) (Campos *et al.*, 2003; Al-Omari *et al.*, 2008).

No Brasil, a Associação Brasileira de Normas Técnicas (ABNT), através da NBR 5626, de 1998, (ABNT, 1998) estabelece exigências e recomendações para instalações prediais de água fria. No entanto, não há especificações detalhadas para se preservar a qualidade da água nestes sistemas, especialmente nos reservatórios prediais, que são estruturas vulneráveis para a manutenção da qualidade da água armazenada. Desta forma, todas as restrições e exigências para a obtenção e manutenção da qualidade da água durante o abastecimento pode ser prejudicada após a entrega da água potável, no interior das edificações trazendo riscos ao consumo humano.

Sob esta perspectiva, a presente tese objetivou investigar em condições reais, a alteração da qualidade da água quando submetida à reservação predial, estruturas não avaliadas anteriormente sob o aspecto da mistura no interior dos reservatórios prediais associada ao comportamento do cloro residual livre. Foi estabelecido um modelo matemático de qualidade da água baseado na fluidodinâmica computacional, e composto por equações relacionadas à extensão de jatos de entrada no reservatório predial, que sirva de ferramenta para a manutenção da qualidade da água e na elaboração de projetos de sistemas de instalações hidráulicas prediais.

Este trabalho está apresentado na forma de seis capítulos. No capítulo 2 são estabelecidos os objetivos da pesquisa. O capítulo 3 reúne conceitos e pesquisas que embasaram o estudo da qualidade da água para consumo em reservatórios prediais. No capítulo 4 são descritas as metodologias e as tecnologias adotadas para o monitoramento contínuo de cloro livre; a determinação do decaimento de cloro no interior do reservatório; o desenvolvimento e validação do modelo compartimentado de qualidade da água. Tais

resultados estão discutidos no capítulo 5. Finalmente no capítulo 6 estão reunidas as conclusões alcançadas com o trabalho, e as recomendações para futuras pesquisas associadas ao tema.

## **2. OBJETIVOS**

Investigar o comportamento do cloro residual livre em reservatórios prediais de armazenamento de água potável, e propor um modelo matemático que permita avaliar os componentes que conferem riscos potenciais para a deterioração da qualidade da água destinada ao consumo humano.

### **2.1. Objetivos Específicos**

1. Realizar uma extensa revisão bibliográfica (científica, legal, técnica) sobre o comportamento do cloro em reservatórios de abastecimento;
2. Identificar e testar a tecnologia existente para monitoramento contínuo de cloro residual livre nos sistemas de abastecimento de água;
3. Realizar um estudo aprofundado dos modelos matemáticos de decaimento de cloro, considerando diferentes modelos de misturas em reservatórios;
4. Propor um modelo matemático que melhor se adapte aos dados reais, para descrever o comportamento do cloro residual livre em reservatórios prediais.

### 3. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

O abastecimento de água, como instrumento da saúde pública, é uma ação que visa prioritariamente à proteção da saúde da população. De fato, um sistema que fornece água com a devida qualidade ao consumidor, reflete diretamente na redução da incidência de doenças de veiculação hídrica, e especialmente na redução do índice de mortalidade infantil.

De forma geral, um sistema de abastecimento de água engloba as etapas de captação, bombeamento, adução, tratamento, armazenamento e distribuição (Tsutiya, 2006). O sistema de captação da água bruta pode ser superficial, subterrâneo, ou misto, como pode ser observado em diversas regiões, muitas vezes decorrente da expansão do sistema de abastecimento em função do aumento da demanda de água.

As Estações de Tratamento de Água (ETA) tem por finalidade garantir a qualidade da água fornecida à população. A tecnologia adotada e o controle operacional da ETA são determinados em função das características da água bruta, visando atingir a qualidade estabelecida pela Portaria 2.914 do Ministério da Saúde, de 12 de dezembro de 2011 (Brasil, 2011). O processo de tratamento de água de ciclo completo é constituído pelas etapas de ajuste de pH, coagulação, floculação, decantação, filtração e desinfecção (Heller & Padua, 2006).

As etapas finais do sistema de abastecimento consistem do armazenamento e distribuição. Antes da água tratada ser entregue aos usuários, são utilizadas estruturas intermediárias de armazenamento, sejam enterradas, apoiadas ou elevadas. O armazenamento no sistema de distribuição permite que o mesmo opere com maior flexibilidade em relação aos estágios anteriores de captação e tratamento de água, equalizando demandas, estabilizando pressões e fluxos, e promovendo reservas para atender a emergências e melhor servir ao consumidor final (Clark *et al.*, 1993; Tsutiya, 2006).

Com o objetivo de garantir a manutenção da qualidade da água ao longo do sistema de armazenamento e distribuição, a Portaria nº 2.914/2011 recomenda a presença, em determinadas concentrações, de cloro residual na água tratada, em função do seu poder de desinfecção (Brasil, 2011). Mesmo assim, os reservatórios de armazenamento e os trechos finais de rede dos sistemas de distribuição, podem interferir na qualidade da água, em função de longos tempos de detenção da água em reservatórios e finais de rede, o que faz com que as concentrações de cloro residual sejam facilmente reduzidas ou até eliminadas da água, deixando-a suscetível à contaminação (Clark *et al.*, 1994; Gauthier, 2000; USEPA, 2002a).

Objetivando garantir a qualidade da água em todo o sistema, a Organização Mundial da Saúde (WHO), através do primeiro volume da terceira edição do Guia de Qualidade da Água para Consumo (GDWQ) (WHO, 2004), recomenda que as entidades gestoras de sistemas de abastecimento público de água desenvolvam Planos de Segurança da Água (PSA), incorporando metodologias de avaliação e gestão de riscos, bem como práticas de boa operação dos sistemas, também já estabelecidos na Portaria nº 2914/2011 (Brasil, 2011).

O plano de segurança da água consiste de um documento que identifica e prioriza os riscos possíveis de um sistema de abastecimento, desde a origem da água bruta até a sua entrega ao consumidor, estabelece medidas de controle para reduzir ou eliminar os riscos e estabelece processos para verificar a eficiência da gestão operacional dos sistemas de controle e a qualidade da água produzida (Vieira & Morais, 2005).

Com o surgimento desta ferramenta, uma nova perspectiva foi incorporada aos sistemas de abastecimento de água, através da abordagem da segurança preventiva em detrimento da metodologia clássica de monitorização de conformidade de “fim-de-linha”, através de uma efetiva gestão e operação de origens de água, estações de tratamento e sistemas de distribuição (Vieira & Morais, 2005).

No entanto, apesar da abrangência do PSA em todas as etapas do sistema de abastecimento de água, em um contexto positivo de segurança preventiva, toda a gestão está voltada a um ambiente que se restringe ao hidrômetro predial, que caracteriza o ponto de entrega da água ao consumidor.

Assim, um ponto crítico de toda a segurança da água para consumo consiste na instalação predial, ou seja, no sistema de distribuição após a entrega da água ao usuário, onde também há presença das estruturas para reserva de água potável (reservatórios prediais), os quais ainda podem influenciar a qualidade dessa água (Al-Bahry *et al.*, 2011).

Normalmente, o consumidor ou proprietário da edificação é o responsável pela garantia da qualidade da água no interior da edificação, muitas vezes não está ciente da possibilidade de um reservatório predial alterar a qualidade da água a ser consumida, conferindo riscos à saúde dos usuários.

### 3.1. Conceitos sobre reservatórios prediais – concepção e projeto

Os reservatórios prediais são amplamente utilizados em diferentes países como o Brasil, Omã, Reino Unido da Grã-Bretanha e Jordânia, por oferecer diversas vantagens aos usuários, como a reserva de água em casos de intermitências, manutenções e limpezas na rede de distribuição, reservas de incêndio, assimilação de variações de pressão e vazão, conferindo segurança de disponibilidade da água aos consumidores.

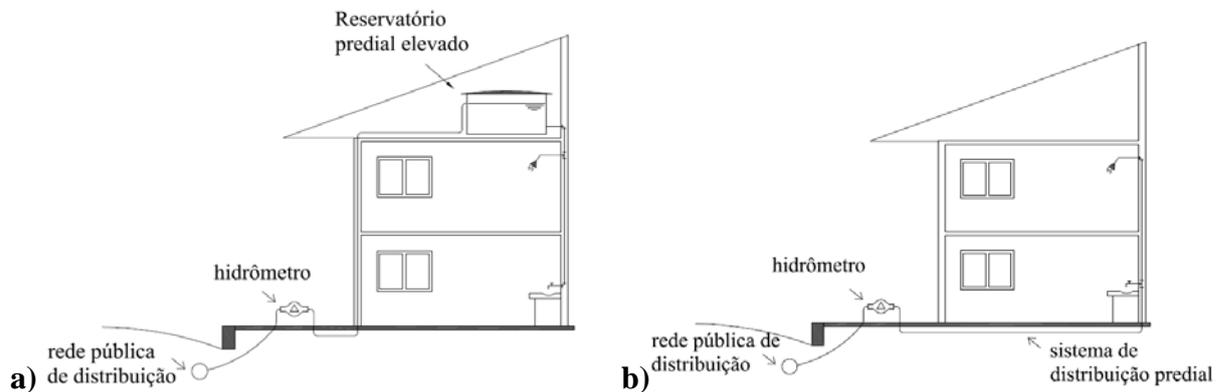
No Reino Unido da Grã-Bretanha, os reservatórios prediais foram adotados com o objetivo de reservar água frente ao abastecimento intermitente. Atualmente continuam sendo utilizados, porém, para abastecer banheiros e torneiras de água fria nas edificações (Kilvington *et al.*, 2004).

Em Omã e na região do Golfo da Arábia, os reservatórios prediais são utilizados nos telhados de edificações para reduzir a intermitência de água (Al-Bahry *et al.*, 2011). A maioria destes reservatórios é de material plástico (polietileno e plástico reforçado com fibra de vidro). Há cerca de duas décadas, os mesmos eram fabricados com aço galvanizado, e por isso, ainda são encontrados em algumas regiões (Al-Bahry *et al.*, 2011).

Pelas mesmas razões, na região da Jordânia, a água era armazenada em reservatórios prediais localizados nos telhados, também pelo motivo de intermitência, pois a água era fornecida apenas semanalmente (Al-Omari *et al.*, 2008).

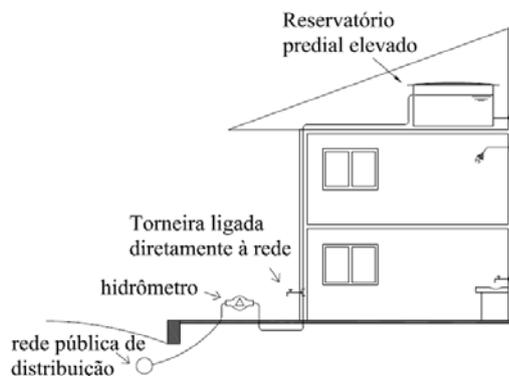
No Brasil, existem basicamente três diferentes concepções de sistemas de instalação hidráulica predial: o sistema direto (não usual), o sistema indireto e o sistema misto, composto pela combinação dos sistemas direto e indireto, sendo o mais comumente adotado.

O sistema direto é caracterizado pela conexão direta da rede pública de distribuição de água aos pontos de utilização da edificação, sem a presença de reservatórios prediais. É uma continuidade da rede de distribuição. Enquanto no sistema indireto, toda a água proveniente da rede é encaminhada a um ou mais reservatórios prediais, por meio de bombeamento ou não, antes de ser distribuída aos ramais prediais (tubulação no interior da edificação). A Figura 3.1 mostra um esquema geral das conexões que diferenciam os sistemas brasileiros.



**FIGURA 3.1. Exemplo de sistemas de instalação hidráulica em edificações. a) sistema indireto; b) sistema direto.**

O terceiro caso consiste do sistema misto, no qual alguns pontos de utilização de água são conectados diretamente à rede pública de distribuição, geralmente aqueles localizados em áreas externas da edificação (tanques de lavar roupas, torneiras de jardins), enquanto outros pontos de utilização no interior da edificação são abastecidos por um reservatório predial, sendo este então conectado à rede pública de distribuição, conforme mostra a Figura 3.2.

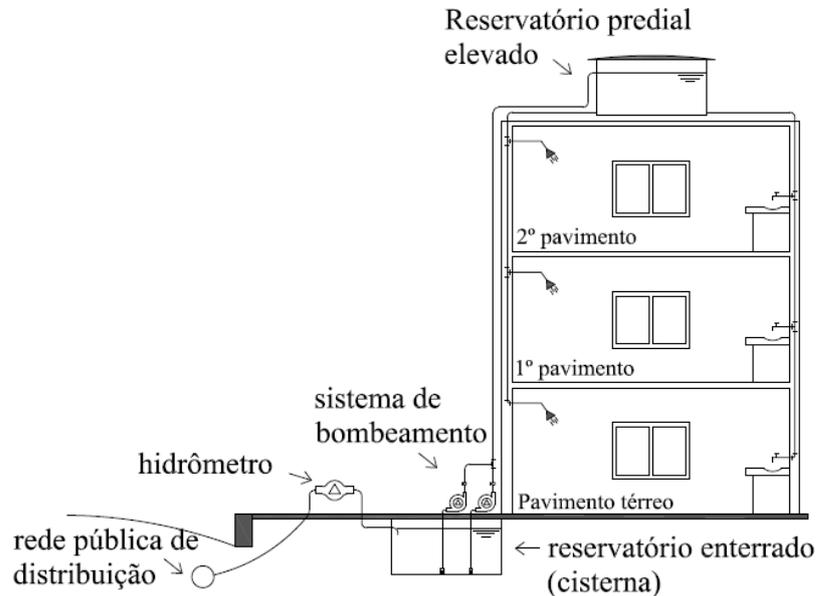


**FIGURA 3.2. Exemplo de sistema de instalação hidráulica predial misto em uma residência domiciliar típica no Brasil.**

Os objetivos dos reservatórios prediais são: a) minimizar as interrupções do fornecimento de água por parte das concessionárias de abastecimento, b) equilíbrio de pressão.

Nas residências domiciliares os reservatórios são elevados, ou seja, localizados no piso superior, nas lajes de cobertura ou sob estruturas que suportam o telhado. Em edificações contendo mais de dois pavimentos, adotam-se dois reservatórios. O primeiro é enterrado ou posicionado no nível do terreno, fornecendo água para o segundo reservatório, através de estações elevatórias. O segundo reservatório é elevado e por sua vez distribui a água aos

pontos de utilização. Devido à necessidade de bombeamento, estes sistemas são denominados mistos com bombeamento (Figura 3.3).



**FIGURA 3.3. Sistema de instalação hidráulica misto com bombeamento adotado em edifícios.**

### 3.1.1. Considerações sobre dimensionamento de reservatórios prediais no Brasil

As instalações de água fria em edificações, incluindo reservatórios prediais, são especificadas pela Norma Técnica Brasileira NBR 5626 de 1998 (ABNT, 1998). Esta norma estabelece regulamentos para produtos, execuções, instalações e prestações de serviços, visando à garantia da qualidade.

De maneira geral, a NBR 5626/1998 recomenda que a melhor concepção de um sistema de instalações prediais de água fria seja o misto, o qual engloba tanto os pontos de utilização conectados diretamente à rede pública de distribuição, quanto os pontos abastecidos por reservatório predial, no interior da edificação (ABNT, 1998).

A adoção de reservatórios prediais é recomendada mesmo que eles sejam considerados críticos aos sistemas de distribuição, quando se trata de qualidade da água. Algumas considerações sobre os reservatórios, com relação aos aspectos hidráulicos, estão fixadas na NBR 5626/1998, conforme mostra a Tabela 3.1. Nela menciona-se a necessidade da garantia da qualidade da água.

**TABELA 3.1. Algumas especificações na norma técnica brasileira para reservatórios prediais.**

**Aspectos Hidráulicos previstos na NBR 5626 (1998)**

Nos pontos de suprimento de reservatórios, a vazão de projeto pode ser determinada dividindo-se a capacidade do reservatório pelo tempo de enchimento. No caso de edifícios com pequenos reservatórios individualizados, como é o caso de residências unifamiliares, o tempo de enchimento deve ser menor do que 1h. No caso de grandes reservatórios, o tempo de enchimento pode ser de até 6 h, dependendo do tipo de edifício.

A capacidade dos reservatórios de uma instalação predial de água fria deve ser estabelecida levando-se em consideração o padrão de consumo de água no edifício e, onde for possível obter informações, a frequência e duração de interrupções do abastecimento.

Reservatórios de maior capacidade devem ser divididos em dois ou mais compartimentos para permitir operações de manutenção sem que haja interrupção na distribuição de água. São excetuadas desta exigência as residências unifamiliares isoladas.

Nos casos em que houver reservatórios inferior e superior, a divisão da capacidade de reservação total deve ser feita de modo a atender às necessidades da instalação predial de água fria quando em uso normal, às situações eventuais onde ocorra interrupção do abastecimento de água da fonte de abastecimento e às situações normais de manutenção. O estabelecimento do critério de divisão deve ser feito em conjunto com a adoção de um sistema de recalque compatível e com a formulação de procedimentos de operação e de manutenção da instalação predial de água fria.

O volume de água reservado para uso doméstico deve ser, no mínimo, o necessário para 24h de consumo normal no edifício, sem considerar o volume de água para combate a incêndio.

Para residências de pequeno tamanho (residências familiares) a reserva mínima deve ser de 500L.

Para o volume máximo de reservação, recomenda-se que sejam atendidos dois critérios: garantia de potabilidade da água nos reservatórios no período de detenção médio em utilização normal e, em segundo, atendimento à disposição legal ou regulamento que estabeleça volume máximo de reservação.

A referida norma define de que forma as vazões e os diâmetros das tubulações devem ser calculados, mas não descreve exatamente como o volume do reservatório precisa ser determinado. Em uma versão anterior da NBR 5626 de 1982 (ABNT, 1982), o volume reservado não poderia ser menor que o consumo de um dia e não maior que três vezes o consumo diário. Na versão atual da norma, recomenda-se considerar o padrão de demanda para tal determinação. No entanto, o volume comumente adotado consiste em duas vezes o consumo diário, ainda de acordo com a versão anterior da norma.

Para o caso de adoção de somente um reservatório predial na edificação, o mesmo deve ser elevado (superior ao ramal predial). Para a situação de escolha de dois reservatórios, deve haver também um reservatório enterrado ou apoiado (no nível do terreno) que irá preceder o reservatório elevado, e neste caso, a distribuição de volumes era recomendada na versão anterior da NBR 5626, como sendo de 40% do volume total armazenado no reservatório elevado, e o restante no reservatório enterrado (ABNT, 1982).

Esta divisão de volumes até então era justificada pela complexidade e elevado custo para locação de reservatórios elevados de grandes volumes, e por isso, ainda é adotada nas edificações mais recentes. As dimensões do reservatório elevado devem ser relacionadas às vazões de abastecimento e de consumo.

Outra questão envolvida no dimensionamento de reservatórios prediais consiste da reserva de incêndio, que é regulamentada por Leis e Normas Técnicas Estaduais. Um exemplo consiste da Lei nº 4.335 de 10 de abril de 2013, que institui o Código de Segurança contra Incêndio, Pânico e outros Riscos, no âmbito do Estado de Mato Grosso do Sul (Mato Grosso do Sul, 2013) juntamente com as Normas Técnicas – NT, destacando-se a NT nº 22, que estabelece critérios e volumes de reserva contra incêndio para edifícios com áreas superiores a 900m<sup>2</sup> e/ou elevadas a mais de 10m, de diversos usos, desde residenciais (exceto habitação unifamiliar), indústrias e comércios, armazéns com altura maior que 10m, hotéis, motéis, hospitais, áreas que sediam reuniões públicas, resguardando-se as particularidades estabelecidas por cada tipo de uso da edificação.

O abastecimento de hidrantes deve ser feito por reservatório elevado em edificações de alto risco (carga de incêndio específica acima de 1.200 MJ/m<sup>2</sup>), e sua localização deve ser, dentro das possibilidades, acessível aos veículos do Corpo de Bombeiros. Quando se tratar de instalações de produção, manipulação, armazenamento e distribuição de derivados de petróleo e/ou álcool, o reservatório poderá ser locado no nível do solo.

Poderá ser usado o mesmo reservatório para consumo normal e para combate a incêndios, desde que assegurada a reserva para cada caso. A reserva de incêndio, quando em reservatório elevado, pode ser subdividida em unidades mínimas de 6 m<sup>3</sup> desde que sejam ligadas diretamente à tubulação de sucção da bomba de incêndio. Não é permitida a utilização da reserva de incêndio pelo emprego conjugado de reservatórios subterrâneos e elevados. A capacidade de reserva varia desde 5 m<sup>3</sup> para áreas menores que 2.500 m<sup>2</sup>, até 180 m<sup>3</sup> para áreas acima de 50.000 m<sup>2</sup> conforme o tipo da edificação (Mato Grosso do Sul, 2013).

Desta forma, não é difícil imaginar reservatórios prediais executados para armazenar grandes volumes de água, que atendam quantitativamente às recomendações de reservas de incêndio e as reservas para consumo nas edificações. No entanto, ao se avaliar em especificações relacionadas às instalações prediais e às reservas de incêndio, a qualidade da água não é priorizada.

Na NBR 5626/1998, menciona-se que se deve preservar a qualidade da água nas instalações, sendo considerada desde seu projeto, até a manutenção, mas, o dimensionamento

e detalhamento recomendados para os reservatórios consideram as necessidades hidráulicas do sistema, de forma a disponibilizar água ao consumidor final. Assim, diante da possibilidade de grandes volumes de água potável permanecerem reservados por longos períodos, é fundamental que a preservação da qualidade seja incorporada nos cálculos e detalhamentos de tais reservatórios. Para tanto, cabe investigar primeiramente, os impactos que a qualidade da água pode sofrer quando armazenada, e que possam ocorrer nos casos do uso de reservatórios prediais, para posteriormente avaliar e propor ferramentas para a proteção desta qualidade em tais estruturas.

### 3.2. Qualidade da água em reservatórios prediais

Poucas investigações têm sido conduzidas em relação à qualidade da água em reservatórios prediais. No entanto, os estudos existentes (Momba & Kaleni, 2002; Graham & VanDerslice, 2007; Al-Bahry *et al.*, 2011; Winck *et al.*, 2011) têm reportado os problemas de qualidade da água, especialmente relacionados às características biológicas, aos materiais dos reservatórios, aos longos tempos de residência da água e às baixas concentrações de cloro residual. Alguns destes estudos são descritos neste item.

Al-Bahry *et al.* (2011) avaliou a associação entre microrganismos e o material dos reservatórios localizados nos telhados das edificações, em Muscat, Omã. Como resultado, bactérias como *Pseudomonas* fluorogênicas, *Pseudomonas* patogênicas, *aeromonas* spp. (patogênicas oportunistas), ferrobactérias (responsáveis por alterações organolépticas e incrustações) e sulfobactérias (causam alterações organolépticas) foram encontradas e apresentaram grande variação nos três tipos de reservatórios (ferro galvanizado, polietileno, e plástico reforçado com fibra de vidro). Uma observação comum a todos, foi o baixo nível de cloro livre, o que deve ter influenciado fortemente no recrescimento de microrganismos.

A adoção de reservatórios prediais foi avaliada em assentamentos rurais denominados “colônias” na cidade de El Passo, Texas, nos Estados Unidos da América (EUA), onde amostras de água de torneiras de residências foram analisadas, antes e depois da instalação dos reservatórios. Foi detectado um aumento da presença de coliformes totais após a instalação dos reservatórios, com o resultado positivo para esses microrganismos em 82% das amostras realizadas (Graham & VanDerslice, 2007). Em Lima, *E. coli* foi detectada em 28% de 93 reservatórios prediais investigados. (Oswald *et al.*, 2007).

Amostras coletadas em reservatórios investigados em Amã, na Jordânia, mostraram que, especialmente após longos tempos de detenção hidráulica, as concentrações de cloro residual na água reduziram à níveis inferiores aos requeridos pelos regulamentos vigentes na Jordânia. Em todos os reservatórios amostrados, foi detectada a presença de *Pseudomonas aeruginosa* (Al-Omari *et al.*, 2008). A Tabela 3.2 mostra alguns microrganismos já detectados em reservatórios prediais, e em torneiras no interior de edificações.

**TABELA 3.2. Microrganismos detectados em reservatórios prediais e em pontos de água no interior de edificações.**

| <b>Microrganismos identificados em reservatórios domiciliares</b> | <b>Efeitos sobre a saúde humana</b>  | <b>Fonte</b>   |
|---|--|--|
| <i>Acanthamoeba keratitis</i>                                     | Doenças relacionadas a usuários de lentes de contato (ulceração inflamatória da córnea)  | Kilvington <i>et al.</i> , 2004; Winck <i>et al.</i> , 2011  |
| <i>Aeromonas</i> spp.   | Infecções intestinais e extraintestinais (gastroenterite, infecções de pele, do trato urinário, oculares, síndrome urêmica hemolítica) | Al-Bahry <i>et al.</i> , 2011  |
| Coliformes totais   | Indicadores da presença de microrganismos patogênicos  | Momba & Kaleni, 2002; Campos <i>et al.</i> , 2003; Graham & VanDerslice, 2007; Al-Bahry <i>et al.</i> , 2011 |
| <i>E. coli</i>  | Indicadores da presença de dejetos de animais de sangue quente   | Oswald <i>et al.</i> , 2007  |
| <i>Enterococcus</i> sp.   | Indicadores da presença de dejetos de animais de sangue quente   | Völker <i>et al.</i> , 2010  |
| <i>Legionella</i> spp.  | Pneumonia (doença do legionário), riscos a imunodeprimidos   | Völker <i>et al.</i> , 2010; Al-Bahry <i>et al.</i> , 2011   |
| <i>Pseudomonas</i> spp.   | Efeitos negativos sobre bebês recém-nascidos, foliculite, infecções hospitalares   | Al-Omari <i>et al.</i> , 2008; Völker <i>et al.</i> , 2010; Al-Bahry <i>et al.</i> , 2011                    |
| <i>Salmonella</i> spp.  | Salmonelose (intoxicação alimentar)  | Al-Bahry <i>et al.</i> , 2011  |

Um estudo no Reino Unido (UK) indicou que o uso de reservatórios domiciliares foi a razão da maior incidência de *Acanthamoeba keratitis* no Reino Unido ter sido, no mínimo, 15 vezes maior que nos Estados Unidos da América, e 7 vezes maior que na Holanda, onde reservatórios prediais não são adotados em residências (Kilvington *et al.*, 2004).

No Brasil, a ocorrência de *Acanthamoeba* também foi observada em escolas municipais do Estado do Rio Grande do Sul (Winck *et al.*, 2011), bem como a ocorrência de *Legionella* sp. em água de abastecimento de hospitais (Levin *et al.*, 1991; Mazieri *et al.*, 1994). Resultados obtidos por Campos *et al.* (2003), demonstraram que as águas provenientes de reservatórios apresentaram valores mais elevados de turbidez e de ferro, e que 27% dos reservatórios amostrados apresentaram concentração de cloro residual abaixo do limite recomendado pela legislação brasileira para sistemas de distribuição de água e reservatórios (Brasil, 2011), sendo que 19% destes estavam contaminados com coliformes totais.

Mesmo que as pesquisas de qualidade da água em reservatórios prediais sejam escassas, existem diversos estudos sobre a qualidade nos reservatórios do sistema distribuição urbano (Clark *et al.*, 1993; Grayman & Clark, 1993; Rossman *et al.* 1995; Mau *et al.*, 1995; Grayman *et al.*, 1996; Mahmood *et al.*, 2005) bem como estudos que reportam a qualidade da água em torneiras no interior de edificações (Levin *et al.*, 1991; Mazieri *et al.*, 1994; Völker *et al.*, 2010; Stockman *et al.*, 2011). Tais pesquisas são também relevantes, de forma que podem auxiliar na indicação de hipóteses para a origem dos problemas de qualidade da água em diferentes aspectos nos reservatórios prediais.

### **3.2.1. Hipóteses para deterioração da qualidade da água em reservatórios prediais**

A maioria das contribuições de pesquisas realizadas nas últimas décadas, relacionadas à investigação de causas e origens dos problemas de deterioração da qualidade da água em reservatórios, se referem aos reservatórios de sistemas urbanos de distribuição de água (SDA), e têm demonstrado que os períodos de estagnação conferem os maiores efeitos sobre a qualidade da água (Clark *et al.*, 1994; Mau *et al.*, 1995; Grayman *et al.*, 1996; Hannoun *et al.*, 2003; Grayman *et al.*, 2004) com relação aos aspectos químicos, físicos e microbiológicos (Tabela 3.3), podendo ocorrer, por exemplo:

- o decaimento de cloro residual no interior de reservatórios (influenciado por diversos fatores como a matéria orgânica presente na água, a formação de biofilme, radiação ultravioleta e elevadas temperaturas);
- a formação de subprodutos da desinfecção;
- recrescimento microbiano;

- desprendimento de compostos que compõem os materiais dos quais os reservatórios são confeccionados;
- acumulação de sedimentos levando a um aumento da demanda de desinfetante, e consequentemente aumentando a probabilidade de crescimento microbiano, bem como a formação de subprodutos e aumento da turbidez no corpo do escoamento (USEPA, 2002a);

**TABELA 3.3. Resumo dos problemas de qualidade da água associados aos reservatórios de armazenamento de água.**

| Físicos                | Microbiológicos                      | Químicos                          |
|------------------------|--------------------------------------|-----------------------------------|
| Corrosão               | Crescimento Microbiano               | Decaimento de agente desinfetante |
| Estratificação térmica | Nitrificação                         | Contaminação química              |
| Sedimentação           | Contaminação por agentes patogênicos | Formação de subprodutos           |
| Sabor e odor           |                                      |                                   |

Adaptado de: USEP A, 2002a.

Egorov *et al.* (2003) relatou a relação entre turbidez e doença gastrointestinal relacionada ao consumo de água de torneira não fervida. Ambos turbidez e longo tempo de detenção hidráulica em reservatórios do SDA podem influenciar a dissipação de agentes desinfetantes como o cloro livre, cuja demanda é elevada com o aumento da temperatura (Prévost *et al.*, 1998). Fato importante a ser analisado, quando é sabido que há uma relação inversa entre concentração de cloro e crescimento bacteriano (Irvine *et al.*, 2002; Al-Bahry *et al.*, 2009), e que baixas concentrações de cloro (0,1 a 0,2mgCl<sub>2</sub>.L<sup>-1</sup>) presentes na água no interior dos reservatórios prediais influenciaram significativamente no recrescimento microbiano (Al-Bahry *et al.*, 2011).

O aumento de temperatura da água também pode resultar na aceleração de processos químicos (USEPA, 2002a). Reações químicas podem levar a mudanças de pH, alterar o gosto e odor na água, podem promover o decaimento do agente desinfetante e formação de subprodutos da desinfecção, bem como desprendimento de substâncias dos materiais constituintes dos reservatórios.

Nos reservatórios dos SDA, os elevados tempos de detenção hidráulica (tempos de residência da água no reservatório) podem ocorrer em função do superdimensionamento e/ou de curtos-circuitos de fluxo entre os dispositivos de entrada e saída. Uma pobre mistura, incluindo estratificação térmica e zonas sem fluxo (zonas mortas), podem agravar os problemas de qualidade da água por criar zonas no interior dos reservatórios nas quais a idade

da água excede significativamente a média de idade da água no restante do reservatório (Kennedy *et al.*, 1993; Rossman & Grayman, 1999; USEPA, 2002a). Como resultado, os longos tempos de detenção hidráulica associados a temperaturas favoráveis (por exemplo 22°C) conferem condições ótimas para o crescimento microbiano (Clark *et al.*, 1993).

Através dos processos mencionados, nota-se que o cloro residual presente na água tratada e distribuída através do SDA, possui um especial interesse para a avaliação da qualidade da água em reservatórios, uma vez que a sua presença é recomendada com a função de proteger a água potável durante o seu trajeto até o consumidor final (Brasil, 2011).

O cloro consiste em um dos desinfetantes mais empregados no tratamento de água, por ser bastante efetivo na redução de grande variedade de microrganismos (patogênicos ou não) e promover um residual de sua concentração no sistema de água facilmente determinado, além de ter um custo atraente e alta solubilidade em água (USEPA, 2009; Richter & Azevedo Netto, 1991). O seu residual é considerado um dos principais indicadores da qualidade da água de abastecimento (Snead *et al.*, 1980). Em alguns casos, reduções no residual do agente desinfetante podem significar a existência de um problema de contaminação na rede de distribuição (Hass, 1999), ou o crescimento do biofilme, e até mesmo a vulnerabilidade a surtos de doenças (Berger *et al.*, 2000).

No entanto, é importante ressaltar que, desde a década de 1970, problemas associados à utilização desse produto começaram a ser observados em função, principalmente, do seu efeito como substância não conservativa e ao seu potencial reativo. De acordo com a Agência de Proteção Ambiental - EPA dos EUA (USEPA, 2006), órgão responsável pela fiscalização da água potável e proteção contra a contaminação do sistema público de abastecimento dos EUA, os desinfetantes reagem com a matéria orgânica e inorgânica naturalmente contida na água captada e distribuída, para formar subprodutos da desinfecção (SPDs), os quais podem oferecer riscos à saúde.

Alguns destes SPDs são suspeitos de ser carcinogênicos (Morris *et al.*, 1992) e estudos têm sugerido uma associação entre certos SPDs e efeitos adversos na reprodução e na saúde de desenvolvimento humano (Bove *et al.*, 1995; Waller *et al.*, 1998; USEPA, 2006). Os trihalometanos (THMs) e os ácidos haloacéticos (AHAs) são os subprodutos primários da desinfecção formados pela reação da matéria orgânica natural (MON) e com o cloro na água (Krasner *et al.*, 1989).

Mesmo com a crescente preocupação com os potenciais problemas em relação à adoção de cloro como agente desinfetante, o seu uso nos sistemas de abastecimento de água

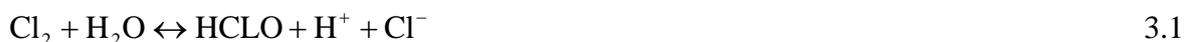
para consumo proporcionou o decréscimo de incidências das doenças de veiculação hídrica como a cólera e febre tifóide (Daniel, 2001), bem como a redução das taxas de mortalidade infantil (Sufian, 1990), e por isso, o cloro continua sendo amplamente utilizado.

Nota-se que, a necessidade atual do controle e monitoramento do cloro, adotado como agente desinfetante, é ainda mais relevante. Qualquer que seja o entendimento e o controle do transporte, das reações potenciais e da mistura desta substância na água potável, especialmente nos reservatórios de armazenamento, o cloro é de fundamental importância para a saúde pública. Com o objetivo de prevenir a deterioração da qualidade da água, bem como controlar a formação de sub-produtos, os residuais de cloro devem ser monitorados, e sua dinâmica na água deve ser compreendida.

### 3.3. Dinâmica do cloro na água

No tratamento de água de abastecimento, o cloro apresenta eficiência no controle estético da qualidade da água, com remoção de ferro, manganês e sulfeto de hidrogênio, esterilização do reservatório e adutoras, restauração e preservação da capacidade das tubulações, manutenção da qualidade bacteriológica do sistema de distribuição de água pela redução do crescimento de microrganismos (Richter & Azevedo Netto, 1991). A sua adição na água pode ser feita em um ou dois pontos durante o tratamento da água: no pré-tratamento, para promover uma desinfecção primária e oxidação de compostos no início do processo, e/ou no pós-tratamento, a fim de manter o residual de desinfetante no sistema de distribuição.

O cloro pode ser utilizado como desinfetante na forma gasosa, sob pressão, que é dissolvido na água no ponto de aplicação, solução de hipoclorito de sódio ou hipoclorito de cálcio (sólido). Nas condições atmosféricas normais o cloro é um gás amarelo esverdeado facilmente detectável pelo seu cheiro extremamente irritante e penetrante (Di Bernardo & Paz, 2008). O cloro gasoso ( $\text{Cl}_2$ ) se hidrolisa na água segundo a eq. (3.1). O ácido hipocloroso resultante é um ácido fraco e se dissocia em solução aquosa conforme a eq. (3.2) (Deborde & Gunten, 2008).

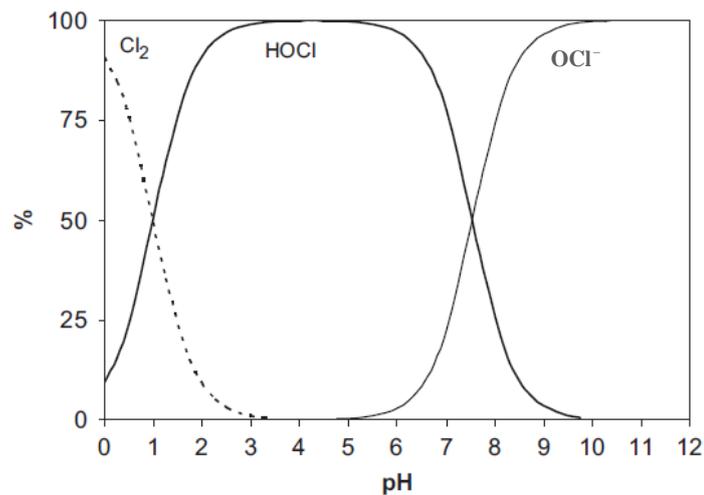


O hipoclorito de sódio e o hipoclorito de cálcio também são compostos utilizados para a cloração da água de abastecimento. O hipoclorito de sódio é formado dissolvendo-se o gás cloro em uma solução de hidróxido de sódio, e sua reação na água é dada pela eq. (3.3). O hipoclorito de cálcio é formado por um precipitado resultante da dissolução de cloro gasoso em solução de cal e hidróxido de sódio. Dessa maneira, 1,5kg de hipoclorito de cálcio contém 1 kg de cloro disponível. A reação entre o hipoclorito de cálcio e a água é apresentada pela eq. (3.4) (Daniel, 2001).



Sob condições típicas dos sistemas de tratamento da água, na faixa de pH entre 6 e 9, o ácido hipocloroso e o hipoclorito são os principais compostos presentes. A dissociação entre pH 6,5 a 8,5 é incompleta e HOCl e OCl<sup>-</sup> estão presentes em pequena concentração (Deborde & Gunten, 2008). Em pH igual ou menor a 6,5 não ocorre dissociação do HOCl. Em pH igual ou maior a 8,5, todo o ácido se dissocia ao íon hipocloroso (Daniel, 2001). Dependendo do nível de temperatura e pH, distribuições diferentes de compostos aquosos de cloro são observadas, sendo também influenciadas por concentrações de cloreto na água. A Figura 3.4 apresenta a distribuição de Cl<sub>2</sub>, HOCl e OCl<sup>-</sup> em função do pH a 25°C.

O somatório das concentrações de ácido hipocloroso (HOCl), íon hipoclorito (OCl<sup>-</sup>) e cloro gasoso (Cl<sub>2</sub>) em água é denominado cloro livre, embora o Cl<sub>2</sub> possa ser negligenciado nas condições de pH > que 4, uma vez que sua hidrólise já é praticamente completa neste valor de pH (Figura 3.4). Considerando que o efeito desinfetante de HOCl é maior que o de OCl<sup>-</sup>, é recomendado pela Portaria 2.914 que o processo ocorra a pH inferior a 8,0 (Brasil, 2011).



**FIGURA 3.4. Variação das concentrações de HOCl e OCl<sup>-</sup> em função do pH a 25°C (Deborde & Gunten, 2008).**

Em adição aos compostos de cloro mencionadas anteriormente, outros intermediários de cloro, incluindo tricloreto (Cl<sub>3</sub>) e hemióxido de cloro (Cl<sub>2</sub>O) ou compostos com o radical H<sub>2</sub>OCl<sup>+</sup>, principalmente induzidas a pH < 4 (Arotsky & Symons, 1962; Cherney *et al.*, 2006) também podem ser formados. Em solução, taxas desses compostos são funções da temperatura, pH e concentração de cloro. Sob as condições típicas de tratamento de água as concentrações desses compostos são muito baixas (Zimmermann & Strong, 1957).

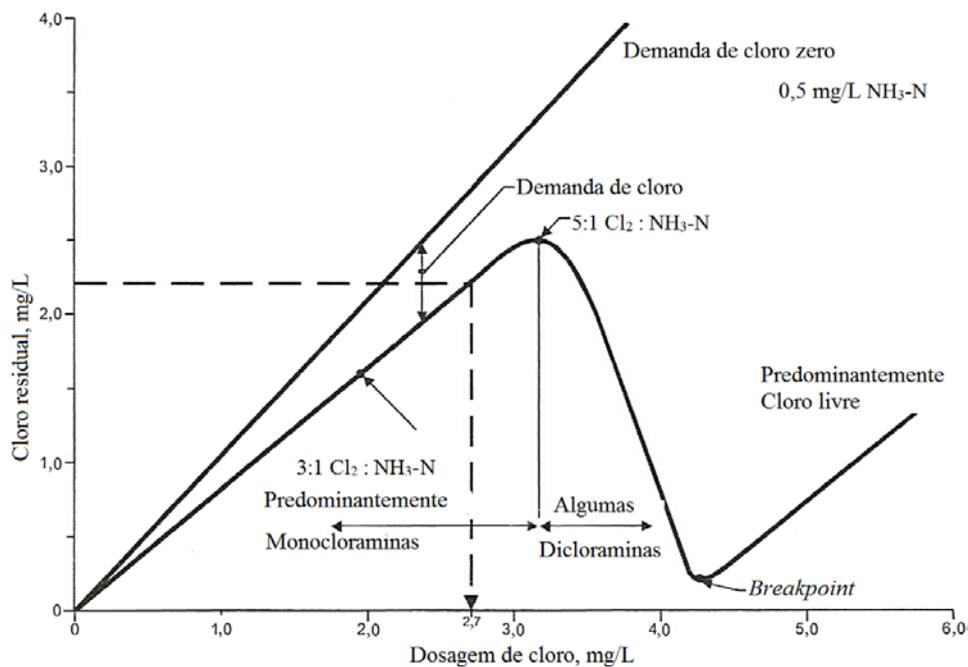
O cloro é um forte agente oxidante, embora com menor poder que o ozônio, ele reage com diversos constituintes orgânicos (ácidos húmicos e fúlvicos) e inorgânicos, tais como a amônia, ferro, manganês, sulfetos, nitritos, cianetos (Deborde & Gunten, 2008). Para a maioria dos micropoluentes, o HOCl é a espécie mais reativa durante os processos de cloração (Deborde & Gunten, 2008). O cloro na água também converte brometo em ácido hipobromoso, o qual reage com compostos orgânicos para formar sub-produtos à base de bromo. Ainda, o cloro é utilizado em tratamentos convencionais de pré-cloração, para oxidar sulfeto de hidrogênio com conseqüente remoção de ácido sulfídrico (Clark & Sivaganesan, 2002). Todos estes compostos quando presentes na água caracterizam a demanda de cloro.

Quando um composto contendo cloro é adicionado a uma água que contenha quantidades insignificantes de nitrogênio, matéria orgânica e outros compostos que influenciam a demanda de cloro, um rápido equilíbrio é estabelecido. Na presença do íon amônio, o cloro livre reage formando cloroaminas. A reatividade do cloro decresce à medida que o número de átomos de cloro ligados ao nitrogênio aumenta (Deborde & Gunten, 2008). Em contraste ao cloro livre (HOCl, OCl<sup>-</sup> e Cl<sub>2</sub>), as cloroaminas (NH<sub>2</sub>Cl, NHCl<sub>2</sub> e NCl<sub>3</sub>) representam o cloro combinado.

Da mesma forma que o cloro livre, o cloro combinado também apresenta propriedades oxidativas. O cloro combinado é menos ativo que o cloro livre como desinfetante. Por exemplo, para um tempo de contato específico e um pH de 8,5 (em que mais de 85% do ácido hipocloroso encontra-se dissociado), deve-se aumentar a dosagem em pelo menos 25 vezes do cloro combinado para que se tenha o mesmo efeito germicida do cloro livre (Richter & Azevedo Netto, 1991).

O cloro adicionado à água em uma Estação de Tratamento de Água (ETA) recebe a denominação de dosagem de cloro. Em função da reatividade do cloro com outros compostos, conforme mencionado anteriormente, a sua concentração irá decrescer. Tais compostos exercem a denominada demanda de cloro na água, pois irão promover o decréscimo da concentração de cloro dosada, que por sua vez é influenciada também por outros fatores como a temperatura, pH e o tempo de reação (Richter & Azevedo Netto, 1991).

A explicação para o comportamento ilustrado na Figura 3.5 consiste na cloração ao *breakpoint*, comumente adotada em ETAs no Brasil, sendo baseada na reação entre o cloro livre e a amônia. Conforme o cloro é adicionado na água, o cloro residual total aumenta inicialmente, e em seguida há um decréscimo de sua concentração para posterior crescimento linear em função do aumento na dosagem de cloro.



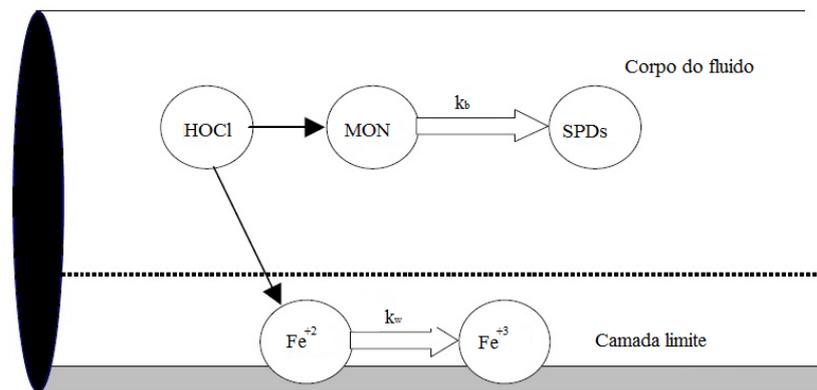
**FIGURA 3.5.** Curva de cloração ao *breakpoint* (Owen & Harms, 2005).

Como pode ser observado na Figura 3.5, em concentrações que antecedem o pico na curva de cloro residual, inicialmente o cloro é reduzido a cloretos por compostos facilmente oxidáveis além de ser consumido pela reação com a matéria orgânica presente, e no caso da presença de amônia, a formação das cloraminas é iniciada. Em dosagens entre o pico e o vale, ocorre a oxidação do residual de cloro combinado, isto é, as cloraminas são convertidas a nitrogênio gasoso ( $N_2$ ), o qual deixa o sistema (Rossin, 1987).

Finalmente, após a completa oxidação do nitrogênio amoniacal, o residual consiste quase que exclusivamente de cloro livre. A mínima concentração de cloro residual na curva de dosagem é chamada de *breakpoint* e representa a quantidade de cloro que deve ser adicionado à água antes que uma concentração estável de cloro residual livre possa ser obtida (Owen & Harms, 2005). Assim, a demanda de cloro da água pode ser obtida pela diferença entre a dosagem de cloro e o residual do cloro.

Atualmente, a Portaria 2.914 do Ministério da Saúde estabelece que deve ser mantido um residual de cloro livre de no máximo 2,0 ppm e no mínimo 0,2 ppm em qualquer ponto de um sistema de distribuição de água (Brasil, 2011). No entanto, nos sistemas de distribuição pode ocorrer o decréscimo de cloro ao longo do seu percurso pela rede. Os sistemas de distribuição de água apresentam características semelhantes a um reator, com transformações de origens químicas e biológicas ocorrendo no escoamento e/ou entre a água e o material do reservatório e da tubulação (Ozdemir & Ucak, 2002; Al-Jassier, 2007). Para Clark *et al.* (1993), o residual de cloro pode desaparecer por diversas vezes durante um dia em um sistema de distribuição.

Segundo Clark *et al.* (1993) o decaimento de cloro em sistemas de distribuição de água se deve às reações com a parede das estruturas do sistema de distribuição e às reações no corpo do escoamento, associado à fase aquosa, representadas pelas constantes cinéticas de decaimento  $k_w$  e  $k_b$ , respectivamente (Figura 3.6).



**FIGURA 3.6. Representação dos tipos de decaimento em sistemas de distribuição de água (Rossman, 2000).**

No caso de reservatórios de armazenamento de água, o decaimento de cloro pode ser atribuído predominantemente ao decaimento no corpo do escoamento em função da elevada razão entre o volume e a área das paredes do reservatório (USEPA, 2002a).

Considerando a potencial redução da concentração do cloro residual em um sistema de distribuição, para garantir a manutenção de cloro residual até nos pontos mais distantes da rede, normalmente, aumentam-se as dosagens de cloro nas estações de tratamento de água, o que pode conferir sabor e odor na água, principalmente nas áreas mais próximas ao tratamento de água, além de possibilitar a geração de subprodutos de potencial cancerígenos (Clark *et al.*, 1995; Kohpaei & Sathasivan, 2011).

Em função disto, diversos estudos (Johnson, 1978; Powell *et al.*, 2000a; Al-Jasser, 2007; Fisher *et al.*, 2012) têm sido realizados envolvendo o decaimento do cloro em água potável, nos quais são propostos modelos para descrever a cinética de decaimento do cloro. A eq. (3.5) apresenta a reação global que serve de base para tais modelos (Qualls & Johnson *et al.*, 1983; Clark *et al.*, 2002; Vieira *et al.*, 2004).



3.5

onde  $Cl$  representa os compostos de cloro,  $Re$  representa todos os compostos que podem potencialmente reagir com o cloro,  $P$  refere-se aos produtos gerados com a reação, e  $a$ ,  $b$  e  $c$  são coeficientes estequiométricos. Essa reação engloba todas as reações das quais o cloro pode participar, sendo cada reação caracterizada por cinéticas e mecanismos individuais. Devido a esta complexidade e ao fato de que a composição exata dos reagentes permanece desconhecida, os modelos desenvolvidos têm adotado uma abordagem “caixa preta”, ou seja,

reações únicas que levam ao decaimento do cloro não são consideradas separadamente, mas como um todo, com uma velocidade global e uma lei de cinética global representando o decaimento do cloro (Vieira *et al.*, 2004). Os modelos de decaimento de cloro serão explorados a seguir.

### 3.3.1. Modelos matemáticos de decaimento do cloro na água

As componentes relativas ao decaimento de cloro em sistemas de distribuição são representadas pelas constantes cinéticas de decaimento  $k_w$  e  $k_b$ , que são, por sua vez, componentes de uma constante cinética de reação global para o decaimento do cloro  $k$ .

O coeficiente  $k$  é dependente da água bruta e do seu grau de tratamento. Para representar os efeitos das duas parcelas de consumo do cloro residual ( $k_b$  e  $k_w$ ), o método mais simples é o decaimento de primeira ordem simples, onde o  $k$  é uma constante de decaimento única, representando uma soma das duas constantes conforme a eq. (3.6), podendo ser expressa em  $\text{h}^{-1}$  ou  $\text{dia}^{-1}$  (Powell *et al.*, 2000b):

$$k = k_b + k_w \quad 3.6$$

O decaimento devido às reações com a massa d'água ou corpo do escoamento ( $k_b$ ) é predominante em reservatórios (Lu *et al.*, 1999; USEPA, 2002a) e pode ser obtido em laboratório, através de um teste denominado “teste das garrafas”. O teste consiste de análises de concentração de cloro em diferentes intervalos de tempo, de uma determinada amostra de água tratada coletada em uma única alíquota e armazenada em frascos de vidro, mantidos sob condições específicas e temperatura controlada (Powell *et al.*, 2000b).

O teste das garrafas permite que o decaimento do cloro associado ao meio aquoso seja analisado separadamente de outros processos que afetam a qualidade da água, sendo analisado simplesmente em função do tempo. Diversos pesquisadores (Clark *et al.*, 1993; Vasconcelos *et al.*, 1997; Powell *et al.*, 2000b; Vieira *et al.*, 2004; Walski, 2004; Yang *et al.*, 2006; Cheung *et al.*, 2007; Pierezan, 2009) utilizaram a metodologia do teste das garrafas para a determinação da constante de decaimento do cloro no meio aquoso.

Com os dados obtidos através da realização do teste de garrafas, diversos modelos cinéticos podem ser testados de forma a ajustar os dados de concentração de cloro ao longo do

tempo, para se definir o modelo que melhor representa o decaimento de cloro no corpo do escoamento.

Um modelo bastante utilizado para descrever o decaimento de cloro contempla a cinética de primeira-ordem (Johnson, 1978), descrita pela eq. (3.7). Tal modelo tem sido adotado tanto no caso de decaimento devido ao corpo do escoamento quanto no caso de decaimento global (Lu *et al.*, 1999; Powell *et al.*, 2000b; Hallam *et al.*, 2002).

$$C^t = C_0 e^{-kt} \quad 3.7$$

onde  $C_0$  é a concentração inicial de cloro em  $\text{mg.L}^{-1}$ ;  $k$  é a constante de decaimento de primeira ordem, expressa em  $\text{dia}^{-1}$  e  $C^t$  é a concentração de cloro no tempo  $t$ , em  $\text{mg.L}^{-1}$ .

Outros modelos também têm sido desenvolvidos para descrever o decaimento de cloro. Alguns deles, de diferentes ordens de reação são mostrados na Tabela 3.4, cujas equações foram apresentadas por Haas & Karra (1984).

Ainda na década de 1980, uma pesquisa indicou que a reação da matéria orgânica natural com o cloro ocorria de duas formas, rápida e lenta (Qualls & Johnson, 1983). A partir de então, outros estudos assumiram que o consumo do cloro ocorre em duas fases, sendo a primeira fase responsável pelas reações rápidas nas quais o cloro reage com compostos facilmente oxidáveis (geralmente se completa no reservatório final da Estação de Tratamento de Água), e a segunda fase considerada de longo prazo, é mais lenta e ocorre no sistema de distribuição (rede e reservatórios) (Zhang *et al.*, 1992; Al-Jassier, 2007). O modelo de primeira ordem paralela é um exemplo de modelo que expressa duas fases para o decaimento de cloro.

Os parâmetros apresentados na Tabela 3.4 estão descritos a seguir:  $k$  é a constante de decaimento do cloro (expressa em  $\text{dia}^{-1}$  para equação de primeira ordem, e em  $\text{L.mg}^{-1}.\text{d}^{-1}$  para equação de segunda ordem);  $C'$  é a concentração de todas os compostos que podem reagir com o cloro;  $C^*$  concentração limite do cloro ( $\text{mg.L}^{-1}$ );  $k_{fast}$  é a constante de decaimento das reações rápidas ( $\text{dia}^{-1}$ );  $k_{slow}$  representa a constante de decaimento do escoamento das reações lentas ( $\text{dia}^{-1}$ );  $C_{fast}$  é a concentração de cloro que decai nas reações rápidas ( $\text{mg.L}^{-1}$ );  $C_{slow}$  é a concentração de cloro que decai nas reações lentas ( $\text{mg.L}^{-1}$ );  $z$  relação entre as reações rápidas e lentas,  $R'$  é um parâmetro adimensional da equação de decaimento de segunda ordem, e  $u$  é função da constante de decaimento da equação de segunda ordem ( $\text{min}^{-1}$ ).

**TABELA 3.4. Modelos cinéticos de decaimento de cloro.**

| Modelo                             | Equação diferencial                                      | Equação integrada   | Parâmetros              |        |
|------------------------------------|--|---|-------------------------|--------|
| Primeira ordem                     | $\frac{dC}{dt} = -kC$                                    | $C = C_0 e^{-kt}$   | k                       | (3.8)  |
| Primeira ordem limitada            | $\frac{dC}{dt} = -k(C - C^*)$                            | $C = C^* + (C_0 - C^*)e^{-kt}$                            | k, C*                   | (3.9)  |
| Primeira ordem paralela            | $\frac{dC}{dt} = -k_{fast} C_{fast} - k_{slow} C_{slow}$ | $C = C_0 z e^{-k_{fast} t} + C_0 (1 - z) e^{-k_{slow} t}$ | $k_{slow}, k_{fast}, z$ | (3.10) |
| Segunda ordem com um reagente      | $\frac{dC}{dt} = -kC^2$                                  | $C = \frac{C_0}{1 + C_0 kt}$                              | k                       | (3.11) |
| Segunda ordem com dois reagentes C | $\frac{dC}{dt} = -kCC'$                                  | $C = \frac{C_0(1 - R')}{1 - R' e^{-tu}}$                  | R', u                   | (3.12) |

Fonte: adaptado de Hass & Karra (1984) e Powell *et al.* (2000b).

Os modelos de reações de primeira ordem são dependentes somente da concentração de cloro e não consideram outros compostos com as quais o cloro reage (Warton *et al.*, 2006), ou seja, em tais reações assume-se que os reagentes que demandam o cloro não são limitantes. Os modelos de primeira ordem limitada e de primeira ordem paralela foram elaborados na busca pela compensação da simplificação do modelo de reação de primeira ordem ao ignorar os compostos reagentes com o cloro. Existe também o modelo de enésima ordem, na qual a taxa de reação é proporcional à concentração do cloro residual elevada à potência  $n$ . No entanto, possui uso limitado, uma vez que é difícil de relacionar  $n$  com qualquer parâmetro mensurável. Além disso, as dimensões da taxa de decaimento dependerão do valor de  $n$ , o que torna difícil definir relações com outros parâmetros (Powell *et al.*, 2000b).

Como parte da evolução dos modelos de decaimento do cloro, a solução analítica do modelo descrito pela eq. (3.11) consistiu na base para os modelos de segunda ordem de decaimento (Kohpaei & Sathasivan, 2011). Clark (1998) desenvolveu o modelo de segunda ordem de decaimento, considerando dois componentes, baseado no conceito de reação entre o cloro e outra substância reagente (que poderia ser considerada como a soma de compostos orgânicos e inorgânicos que potencialmente reagem com o cloro) e que em estudos

posteriores foi referida como “demanda de cloro” (Clark & Sivaganesan, 2002). A Tabela 3.5 mostra uma simplificação das particularidades dos modelos de decaimento da Tabela 3.4.

O modelo de decaimento de primeira-ordem possui algumas vantagens com relação aos demais modelos em função da sua simplicidade, habilidade de representar razoavelmente o decaimento de cloro na água de distribuição e da sua vasta faixa de aplicabilidade (Rossman *et al.* 1994; Vasconcelos *et al.* 1997; Powell *et al.* 2000a, Rossman *et al.* 2000). Munavalli & Kumar (2003) afirmam que, para o decaimento do cloro na massa de água, pode ser aceitável admitir reações de primeira ordem.

**TABELA 3.5. Particularidades dos modelos cinéticos de decaimento de cloro.**

| Modelo                  | Particularidades e estudos de caso   |
|-------------------------|--|
| Primeira ordem          | Baseado na suposição de que os compostos com os quais o cloro reage estão presentes em excesso na água distribuída. Modelo simplificado que tem como vantagem a simplicidade na resolução do problema e a necessidade de estimar apenas um parâmetro de decaimento (Vieira & Coelho, 2003). Muito utilizado para descrever a segunda fase de decaimento de cloro em longo prazo (fase de reações lentas) no corpo do escoamento (Wable <i>et al.</i> , 1991; Biswas <i>et al.</i> , 1993; Rossman <i>et al.</i> , 1994; Kiéné <i>et al.</i> , 1998; Al-Jassier, 2007; Jonkergouw, 2009). Em concordância, Clark & Sivaganesan (2002) afirmaram que este modelo não pode ser aplicado do tempo “zero” (tempo inicial) da cloração (fase de reações rápidas), porque a demanda em longo prazo obedece a uma ordem de reação diferente da demanda de cloro inicial. Segundo Powell <i>et al.</i> (2000b) o modelo apresentou melhor desempenho em seu estudo, do que o esperado, considerando as recomendações da literatura. |
| Primeira ordem paralela | O decaimento ocorre através de dois mecanismos de cinética de primeira ordem e que depende de componentes residuais do cloro: a fração $z$ da concentração $C_0$ $z$ que decai rapidamente de acordo com o modelo de primeira ordem caracterizado pela constante $k_{fast}$ e a quantidade restante $C_0(1-z)$ que decai com menor velocidade de acordo com a cinética de primeira ordem e caracterizado pela constante $k_{slow}$ . Haas and Karra (1984) encontraram os melhores resultados de ajuste de dados adotando este modelo. Aplicado também por Vasconcelos <i>et al.</i> (1997) conferindo um bom ajuste aos dados analisados. Segundo Vieira & Coelho (2003), este modelo pode proporcionar ajustes melhores em simulação de qualidade de água nos sistemas de distribuição.  |
| Primeira ordem limitada | Supõe-se que uma fração do cloro residual inicial, $C^*$ , mantenha-se sem reagir. O cloro deve decair para um nível mínimo de limitação e não mais, para o caso em que não há matéria orgânica suficiente para reagir com o cloro livre. No entanto, para as águas cujo cloro iria invariavelmente deteriorar a zero se fosse deixado tempo suficiente para tal, há o risco em conferir uma dependência de $C^*$ à duração do teste (Powell <i>et al.</i> , 2000b).   |
| Segunda ordem           | O modelo de segunda ordem considerando somente o cloro como reagente apresenta um decaimento inicial mais acentuado. No modelo com dois reagentes, a taxa de reação é proporcional ao produto das concentrações do cloro e da outra substância que o cloro reage. O modelo de segunda ordem leva em conta a concentração dos reagentes, o que, em teoria, deve conferir uma vantagem quando se modelam águas com um baixo teor de matéria orgânica, em que o cloro já não é o reagente limitante.  |

No estudo conduzido por Powell *et al.* (2000b), onde foram realizados mais de 200 determinações de constantes de decaimento ( $k_b$ ) para águas de diferentes fontes, foi observado que, mesmo entendendo-se que os modelos contendo mais de um parâmetro obviamente se ajustaram melhor aos dados observados, a vantagem de desempenho sobre o modelo de primeira ordem simples foi marginal, sendo que todos os modelos testados apresentaram ajuste com o coeficiente de determinação ( $R^2$ ) médio superior a 0,95. Houve uma

variabilidade considerável nos valores de  $k_b$  no modelo de primeira ordem, devido provavelmente às alterações na concentração e natureza química dos compostos com os quais o cloro reage. Desta forma, o modelo de segunda ordem com dois reagentes seria teoricamente mais estável, contudo, a dificuldade em definir o valor dos parâmetros de decaimento costuma restringir a sua utilização.

Os modelos de decaimento de primeira-ordem têm sido amplamente aplicados em modelos de qualidade da água de reservatórios de distribuição (Clark *et al.*, 1993; Rossman *et al.*, 1994; Mau *et al.*, 1995; Rossman *et al.*, 1995; Mau *et al.*, 1996; Carrico & Singer, 2009).

O modelo de Estação de Tratamento de Água da USEPA (Harrington *et al.* 1992) descreveu o decaimento de cloro, dividindo o tempo em três estágios: um período inicial de reações rápidas ( $t = 5$  min); um segundo período descrito por reação de segunda ordem (entre 5 min e 5 h) e um terceiro período definido por reação de primeira ordem ( $t > 5$  h). Todos os resultados da aplicação do modelo de primeira-ordem em sistemas de distribuição são amplamente dependentes dos coeficientes adotados para cada reação, e são funções da qualidade da água, material e idade da rede (Carrico & Singer, 2009).

Estudos conduzidos por Clark *et al.* (1994) demonstraram que o decaimento de cloro pelo modelo de primeira ordem aplicado, não representou a realidade do consumo de cloro no sistema de distribuição de água como um todo, pois tal modelo explicou somente o decaimento no corpo do escoamento.

Assim, nota-se que os modelos de decaimento de cloro adotados variam de acordo com o melhor ajuste ao teste de garrafas realizado, e a adoção do modelo de segunda ordem tem sido investigada com frequência após um tempo prolongado de detenção da água clorada na rede de distribuição.

### 3.3.2. Influência da temperatura no decaimento do cloro

A eq. (3.13) de Arrhenius é comumente adotada para descrever o aumento das taxas das reações químicas com o aumento da temperatura (Levenspiel, 1999).

$$k = k_0 \cdot e^{[-E_a/RT]}$$

3.13

onde  $k_0$  é o fator pré-exponencial de Arrhenius, uma constante que depende da reação e que tem as mesmas unidades de  $k$ .  $E_a$  é a energia de ativação da reação (energia por mol),  $R$  é a constante universal dos gases ( $8,31434 \text{ J.Mol}^{-1}.\text{K}^{-1}$ ), e  $T$  é a temperatura absoluta (K).

Estudos têm adotado a equação de Arrhenius para estabelecer a influência da temperatura na constante de decaimento de cloro no corpo do escoamento (Powell *et al.*, 2000a; Kastl *et al.*, 2003). Com isto, diferentes pesquisas foram desenvolvidas com o objetivo de determinar relações entre as constantes de decaimento de cloro de primeira ordem e de segunda ordem com a temperatura (Fisher & Kastl, 1996; Powell *et al.*, 2000a; Kastl *et al.*, 2003; Fisher *et al.*, 2012), considerando a eq. (3.14).

$$k_1 = k_2 \cdot \exp\left[-E_a/R \cdot \left(\frac{1}{T_1} + \frac{1}{T_2}\right)\right] \quad 3.14$$

onde  $k_2$  é o valor da constante obtida com o experimento à temperatura controlada  $T_2$  (normalmente  $20^\circ\text{C}$ ) (Fisher *et al.*, 2012) e a relação  $E_a/R$  sugerida por Powell *et al.* (2000a) varia entre 7500 e 9600 K. Kastl *et al.* (2003) encontrou valores de  $E_a/R$  iguais a 14700 e 7500 para águas de diferentes origens, e com isto, os modelos de decaimento de cloro que consideram a influência da temperatura se tornam ferramentas úteis para o desenvolvimento dos modelos de qualidade da água.

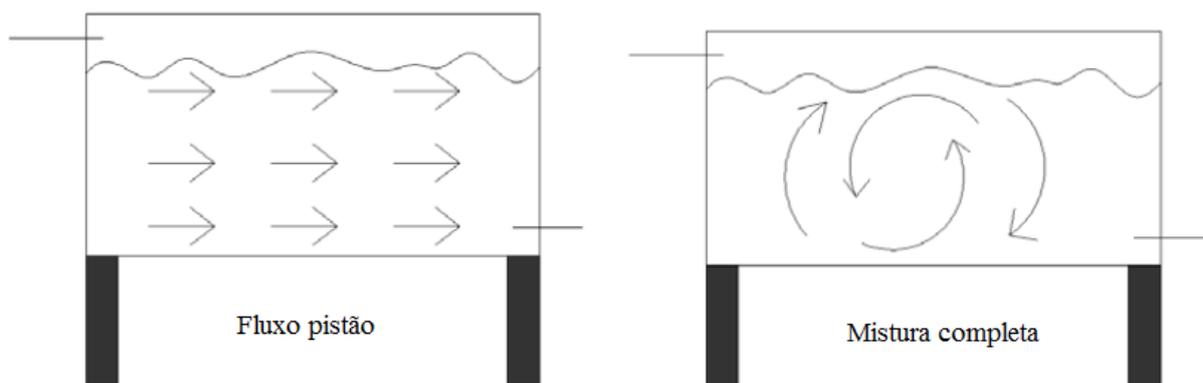
De forma geral, os modelos de qualidade da água para reservatórios devem ser compostos de uma parcela de decaimento associada aos fluxos de entrada e saída e considerando a mistura da água em seu interior. O decaimento de cloro foi explorado neste ítem, e a seguir serão descritos os modelos de mistura aplicados em reservatórios.

### **3.4. Modelos de mistura em reservatórios de água de abastecimento associados à qualidade**

A deterioração da qualidade da água em reservatórios está associada ao tempo de detenção desde sua entrada até a saída do reservatório (idade da água). De acordo com Grayman *et al.* (2004), a idade da água e a mistura no interior dos reservatórios são dois fenômenos relacionados que afetam as mudanças da qualidade da água no interior de reservatórios.

Os estudos relacionados aos processos de mistura em reservatórios de abastecimento de água são recentes. A partir da década de 80, modelos matemáticos começaram a ser desenvolvidos e aplicados para simulação da qualidade da água em sistemas de distribuição (Males *et al.*, 1985, Clark & Males, 1986, Grayman *et al.*, 1988). Com a evolução das pesquisas, os modelos matemáticos para reservatórios de água foram inseridos em duas áreas: os modelos sistêmicos (Grayman *et al.*, 1988; Rossman *et al.*, 1993; Boulos *et al.*, 1995; Grayman *et al.*, 1996) e modelos hidrodinâmicos (Grayman *et al.*; 2004; Tian & Roberts, 2008). As principais aplicações desses modelos consistem na análise da idade da água, na descrição do fluxo no interior dos reservatórios (com o uso de traçadores conservativos) (Clark *et al.*, 1996; Grayman *et al.*, 1996) e do comportamento dos residuais de cloro nos sistemas de distribuição de água potável (Mau *et al.*, 1995, 1996; Boulos *et al.*, 1996).

Nos modelos sistêmicos, o sistema físico é considerado como “caixa preta”, enfatizando-se apenas a relação entre as entradas e saídas. Os processos que ocorrem no interior do reservatório são representados por relações estatísticas ou empíricas (Grayman *et al.*, 1996). Existem dois modelos ideais de reatores, que consistem da base para se descrever a mistura em reservatórios: modelo de mistura completa (CSTR, *Continuously stirred tank reactor*), e o modelo de fluxo em pistão (PFR, *plug-and-flow reactor*) (Levenspiel, 1999; Grayman, 2000) conforme mostrado na Figura 3.7.



**FIGURA 3.7. Mistura teórica em reservatórios (Grayman, 2000).**

No estado de mistura completa, a água que entra no reservatório, é fornecida com um momento suficiente para que se misture completamente com a água presente no interior do reservatório, resultando em uma mistura uniforme. A composição da água que deixa o reservatório é a mesma composição da água no interior do reservatório, a qual está uniformemente misturada no momento da descarga. Um caso especial de um reservatório de

mistura completa consiste naquele tanque que possui entrada e saída separadas e um fluxo de entrada e saída simultâneos no tanque (reservatório de mistura completa com fluxo - *flow-through CSTR*) sendo muito utilizado em sistemas de tratamento de água e esgoto (Lansey & Boulos, 2005).

No reservatório de fluxo pistão (PFR), a água se movimenta através do reservatório sem se misturar com a água já presente no seu interior. Dois tipos de fluxo pistão são conhecidos: 1) “Primeiro volume que entra, primeiro volume que sai (*First in-First out*)”, quando os dispositivos de entrada e saída de água estão localizados em lados opostos do reservatório (Grayman & Kirmeyer, 2000; Lansey & Boulos, 2005), e 2) “Último volume que entra, primeiro volume que sai (*Last in-First out*)”, geralmente ocorre quando há apenas um dispositivo para entrada e saída de água do reservatório. As concentrações dos produtos e reagentes variam continuamente ao longo do comprimento deste tipo de reservatório, uma vez que as parcelas de volume consideradas para tais modelos não se misturam (Ingham *et al.*, 2000).

Os modelos matemáticos de qualidade da água para reservatórios do sistema de distribuição de água descrevem a forma como o cloro presente na água varia no espaço e no tempo, em um reservatório. Para isto, o princípio de conservação da massa é aplicado, considerando a concentração de cloro por unidade de volume. A eq. (3.15) representa o balanço de massa para um constituinte em água.

$$\frac{d(V C_r)}{dt} = C_{in} Q_{in} - C_r Q_{out} + \frac{dm_c}{dt} \quad 3.15$$

onde  $C_r$  é a concentração do constituinte no reservatório ( $\text{mg.L}^{-1}$ ),  $C_{in}$  é a concentração do constituinte na entrada do reservatório ( $\text{mg.L}^{-1}$ ),  $V$  é o volume de controle (L),  $Q_{in}$  e  $Q_{out}$  são as vazões de entrada e saída ( $\text{L.dia}^{-1}$ ), respectivamente. O termo do lado esquerdo da equação consiste na taxa de alteração da massa do constituinte no volume de controle, e os termos do lado direito indicam o transporte da massa do constituinte para dentro e para fora do volume de controle, sendo o último termo do lado direito, correspondente às transformações que o constituinte sofre no processo.

As simulações utilizando a eq. (3.15) ocorrem adotando-se um estado quase-estacionário. Por meio de uma discretização, ou seja, por uma série de soluções em estado estacionário em intervalos de tempo pequenos, com os parâmetros ajustados a cada período de

tempo fixado, obtém-se o período de simulação estendido (EPS), o que aproxima o modelo do estado dinâmico.

Lansley & Boulos (2005) apresentaram um modelo de mistura completa para reservatórios do sistema de distribuição, que operam em ciclos de enchimento e esvaziamento, considerando duas situações para a eq. (3.15): a primeira ocorre quando o nível de água no reservatório é constante ou a água está saindo do tanque (ou seja,  $Q_{in} = 0$ ) e a água no interior ou saindo do tanque é afetada pelo decaimento de primeira ordem do cloro presente na água. Neste caso, a eq. (3.15) pode ser resolvida analiticamente para a água de saída e para o interior do reservatório, usando a eq. (3.8) como termo de decaimento de cloro. No segundo caso, a água entra no reservatório e a concentração de cloro no interior do mesmo é alterada pela diluição e pelo decaimento, considerando a vazão de saída igual a zero ( $Q_{out} = 0$ ). Neste caso a eq. (3.15) deve ser resolvida por passos discretos. Considerando o reservatório operando como mistura completa, no tempo  $t$  toda a água no seu interior possui a mesma propriedade do constituinte,  $C_r^t$ . Com a vazão de saída igual a zero ( $Q_{out} = 0$ ) e considerando a reação de decaimento de primeira ordem do cloro residual livre, a equação pode ser descrita conforme a eq. (3.16), onde  $C_r^{t+\Delta t}$  consiste na concentração de cloro após o intervalo de tempo  $\Delta t$ , que indica o próximo passo do modelo.

$$C_r^{t+\Delta t} = C_r^t + (C_{in} - C_r^t) \frac{Q_{in} \Delta t}{V^{t+\Delta t}} + k C_r^t \Delta t \quad 3.16$$

Considerando o princípio do balanço de massa, Mau *et al.* (1995) desenvolveram modelos matemáticos analíticos explícitos para descrição da mistura em reservatórios de sistemas de distribuição de água, baseando-se no modo de operação descrito pelos autores como modo de semi-batelada, no qual a água entra no reservatório em um ciclo de abastecimento, proporcionando o aumento do seu volume, e na sequência há um intervalo de estagnação e depois o ciclo de descarte da água se inicia e o volume de água diminui.

No modelo desenvolvido, Mau *et al.* (1995) consideraram a condição especial de taxa volumétrica constante, que implica em uma vazão constante de entrada e saída do tanque, e através de um exercício com as equações, concluíram que a concentração atual no reservatório pode ser determinada ignorando-se o termo de decaimento de cloro. O modelo desenvolvido foi comparado à simulação de reservatórios adotando o fluxo pistão LIFO, utilizando três estudos de caso. Como resultado, o modelo LIFO não descreveu o

comportamento dos reservatórios adequadamente, concluindo que os verdadeiros sistemas de fluxo pistão não existem, e em geral, os reservatórios bem projetados promovem mistura.

Grayman *et al.* (1996) realizaram um estudo com traçadores sobre a mistura e a idade em um reservatório de um sistema de distribuição na Califórnia, EUA, por três métodos: aplicando modelos sistêmicos (mistura completa e de quatro compartimentos), modelo hidrodinâmico e modelo de escala física. Este último consiste da fabricação de modelos em menor escala para simular as condições do reservatório de escala real. Para o modelo sistêmico de mistura completa, foi desenvolvida a fórmula para um constituinte conservativo (sem termo de reação) também com base na conservação de massa, para um reservatório de fluxo simultâneo de entrada e saída, resultando nas eq. (3.17) e (3.18).

$$C_r^{t+1} = \frac{\{(C_r^t \cdot V^t) + (C_{in}^t \cdot Q_{in}^t \cdot \Delta t) - C_r^t \cdot Q_{out}^t \cdot \Delta t / 2\}}{\left( V^{t+1} + \frac{Q_{out}^t \cdot \Delta t}{2} \right)} \quad 3.17$$

$$V^{t+1} = V^t + (Q_{in}^t \cdot \Delta t) - (Q_{out}^t \cdot \Delta t) \quad 3.18$$

onde  $C_i$  é a concentração no reservatório na iteração temporal  $t$ ,  $V^t$  é o volume no reservatório no início da iteração  $t$ ,  $C_{in}^t$  e  $Q_{in}^t$  são respectivamente a concentração e a vazão de entrada no sistema para a mesma iteração  $t$ ,  $Q_{out}^t$  é a vazão de saída na mesma iteração temporal e  $\Delta t$  é a duração da iteração temporal.

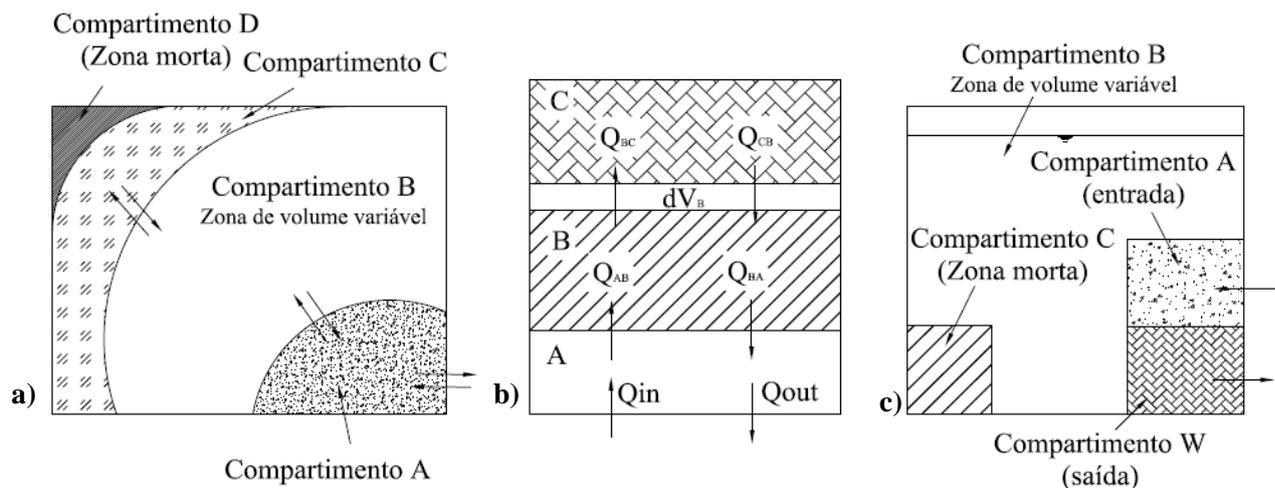
Boulos *et al.* (1996) investigaram o mesmo reservatório, e concluíram que o reservatório analisado se comportava como um reservatório de mistura completa, apresentando indícios de curto-circuito entre a entrada e saída do mesmo. A variação de cloro residual livre encontrada foi negligenciável e o tempo de detenção hidráulico foi de aproximadamente 9,7h.

O principal desafio dos modelos de mistura completa e fluxo pistão consiste em vários fatores que podem afetar os processos de mistura em um reservatório (efeitos de estratificação, curto-circuito, zonas de estagnação) que levam a condições de fluxo não-ideais (Grayman & Kirmeyer, 2000) e em muitos casos a condição de mistura completa pode não ser válida (Grayman & Clark 1993; Kennedy *et al.* 1993; Rossman *et al.*, 1995). Na falta de dados mais compreensivos, a mistura completa em reservatórios parece ser uma condição inicial válida e simples, a partir da qual se pode alcançar um melhor entendimento do

comportamento da qualidade da água em alguns reservatórios de armazenamento (Rossman *et al.*, 1995).

### 3.4.1. Modelos de multicompartimentos para reservatórios do sistema de distribuição de água

Com o objetivo de se produzir modelos matemáticos que descrevessem os processos de mistura mais próximos da realidade dos reservatórios do SDA, diversas pesquisas (Lansey & Boulos, 2005; Mau *et al.*, 1995; Mau *et al.*, 1996; Clark *et al.*, 1996) desenvolveram modelos, estabelecendo zonas de diferentes comportamentos entre si e com trocas de fluxo entre si, que foram denominadas compartimentos. A Figura 3.8 apresenta algumas configurações de modelos compartimentados.



**FIGURA 3.8. Modelos de compartimentos: a) Mau *et al.* (1995; 1996); b) Clark *et al.* (1996); c) Grayman *et al.* (1996).**

Nos modelos desenvolvidos por Mau *et al.* (1995, 1996) o reservatório é dividido em compartimentos (dois, três e quatro compartimentos), os quais individualmente são descritos como de mistura completa, mas interagem entre si (Figura 3.8a). A geometria adotada para o reservatório nesses modelos compreende apenas um dispositivo para a entrada e a saída de água. Os compartimentos são delimitados nas proximidades do dispositivo de entrada e saída para tentar representar melhor as diferenças de mistura que poderiam ocorrer no interior dos reservatórios. Cabe ressaltar que tais modelos foram desenvolvidos, sem considerar o termo de decaimento de cloro no interior do reservatório.

As considerações assumidas para os modelos de Mau *et al.* (1995; 1996) representadas na Figura 3.8 foram: todas as vazões consideradas constantes, ou seja, as vazões de entrada e de saída do reservatório mesmo nos modelos compartimentados desenvolvidos, adotadas como constantes; dentre os compartimentos nos modelos deste tipo, as vazões consideradas similares também; o fluxo considerado unidirecional, entrando ou saindo do reservatório ou dos compartimentos, mas não ao mesmo tempo; cada compartimento alcança um pseudo-equilíbrio entre cada passo da simulação antes de interagir com outro compartimento e a concentração transportada para o próximo compartimento foi considerada constante.

Clark *et al.* (1996) também utilizaram modelos de compartimentos para caracterizar a mistura em tanques, com base nos princípios de balanço de massa (Figura 3.8b). Dois tipos de reservatórios foram testados. Um deles consiste do modelo de volume variável conforme a demanda com os dispositivos de entrada e saída próximos do fundo do tanque, e outro com vazões simultâneas de entrada e saída, seguindo o mecanismo de balanço de fluxo. O modelo de compartimentalização desenvolvido é semelhante ao de Mau *et al.* (1995), considerando as equações de balanço de massa, porém sem adotar estado estacionário em cada período, mas sim valores variáveis em tempo real que foram aproximados por polinômios. Os modelos utilizados foram de até três compartimentos, e foi utilizada a concentração de um constituinte conservativo (fluoreto).

Grayman *et al.* (1996) aplicou um modelo de quatro compartimentos desenvolvido (Figura 3.8c), para um reservatório com fluxo simultâneo de entrada e saída, considerando as eq. (3.17) e (3.18) de mistura completa dentro de cada compartimento, para um constituinte conservativo. As considerações feitas neste modelo compartimentado, foram semelhantes àquelas assumidas por Mau *et al.* (1995): o compartimento *A* e *W* possuem volumes fixos, e para isto a vazão entre o compartimento *A* e compartimento de volume variável *B*, é igual à vazão de entrada no reservatório. Da mesma forma, a vazão de saída do reservatório é igual à vazão do compartimento *B* para o compartimento *W*. O compartimento *C* representa uma zona de estagnação, e a taxa de transferência entre os compartimentos *B* e *C* é geralmente menor que as vazões de entrada e de saída, de forma a reduzir a troca interna entre o volume principal do reservatório e a zona de estagnação.

Este modelo apresentado se mostrou eficaz ao descrever o comportamento do reservatório estudado por Grayman *et al.* (1996). No entanto, ressalta-se que o modelo pode não representar reservatórios cuja condição difere significativamente das condições do reservatório amostrado.

### 3.4.2. Modelos hidrodinâmicos: dinâmica de fluidos computacional

Em função dos processos de mistura nos reservatórios de água serem dirigidos primariamente pelo momento do fluxo de entrada, resultando em um fluxo dinâmico tridimensional (3D) e complexo, a sua previsão também se torna bastante complexa (Tian & Roberts, 2008). Estas dificuldades são agravadas pelas geometrias restritas dos reservatórios e pelas forças resultantes das diferenças de densidades entre o fluxo de água que entra no reservatório e a parcela de água em seu interior.

Assim, modelos hidrodinâmicos começaram a ser desenvolvidos para analisar reservatórios de água potável, ao descrever o movimento real da água no interior do reservatório e os aspectos químicos, físicos e biológicos que afetam a qualidade da água. Os modelos baseados nos princípios incorporados nas equações de Navier-Stokes (equação de conservação de momento, complementada pelas equações de conservação de massa, e de conservação de energia) são denominados de Fluidodinâmica computacional – CFD (*Computational Fluid Dynamics*) (Grayman *et al.*, 1996; Hannoun & Boulos 1997; Stamou, 2008; Liu *et al.*, 2012).

A teoria que embasa a modelagem CFD consiste em subdividir um domínio de fluxo (reservatório) em uma série de células de volume discreto baseadas na descrição geométrica do domínio (Grayman *et al.*, 1996). Com isto, as equações podem ser ajustadas para descrever a atividade do fluido para dentro e para fora de cada célula. A simulação CFD proporciona uma grande variedade de métodos desde técnicas com alta resolução no espaço e tempo, as quais fornecem soluções de um campo de fluxo que inclui completamente toda a faixa de flutuações turbulentas em detalhes (DNS - Direct numerical simulation), até procedimentos baseados no tratamento de turbulência média temporal (RANS) através do qual somente um retrato médio da hidrodinâmica é obtido (Palau *et al.*, 2007).

A modelagem CFD é capaz de fornecer uma informação hidrodinâmica realística de reservatórios e permite a manipulação e visualização de padrões de fluxo e regimes de mistura quando engenheiros avaliam as configurações existentes ou investigam geometrias alternativas e estratégias operacionais (Hannoun *et al.*, 2003; Stamou, 2008). Após a modelagem CFD de um reservatório ser gerada, e validada com dados experimentais, os parâmetros de entrada podem ser modificados para atender às investigações de interesse.

Embora seja utilizada há mais de trinta anos, a modelagem CFD tem uma aplicação ainda tímida no saneamento mas vem crescendo nos últimos anos com acesso facilitado aos

computadores mais rápidos e o aprimoramento da metodologia de análises numéricas (Hannoun *et al.*, 2003). Dentre as aplicações de CFD no saneamento, podem ser citadas as investigações nos processos de microfiltração, ultrafiltração e nanofiltração por membranas (Ghidossi *et al.*, 2006; Böhm *et al.*, 2012), otimização de configurações em colunas de processos de separação reativa (Egorov *et al.*, 2005) e os estudos de mistura e tempo de detenção em reservatórios em fluxos não ideais (Grayman *et al.*, 1996; Mavros *et al.*, 2002; Mahmood *et al.*, 2005; Samaras *et al.*, 2006; Tian & Robert, 2008; Liu *et al.*, 2012).

A simulação CFD tem sido bastante difundida no campo da pesquisa e desenvolvimento, mas também há a necessidade de ser aprimorada (Palau *et al.*, 2007). Seu uso comercial ainda é pequeno, em função dos elevados tempos de simulação e necessidade de computadores de elevado desempenho à medida que o domínio se torna mais detalhado, além de desenvolvedores especializados. Desta forma, a simulação CFD pode ser adotada para fornecer indicações de comportamentos diferenciados no interior de reservatórios, que sirvam de base para o aprimoramento de modelos sistêmicos compartimentados, acessíveis e práticos de serem aplicados em projetos de reservatórios, visando a preservação da qualidade da água.

### 3.4.3. Tempo de detenção hidráulica e mistura em reservatórios

Considerando que os longos tempos de detenção hidráulica em reservatórios podem favorecer alterações na qualidade da água, Lansey & Boulos (2005) desenvolveram uma equação para o tempo de detenção hidráulica em reservatórios ( $\tau$ ), considerando vazões de entrada e saída não periódicas e em estado dinâmico (eq. 3.19).

$$\tau = \frac{\bar{V}}{Q_{in}} = \frac{\bar{V}}{\left(\frac{\Delta V_{in}}{T}\right)} = \frac{\bar{V} \cdot T}{\Delta V_{in}} \quad 3.19$$

onde  $\Delta V_{in}$  é o volume que entrou no reservatório durante o período de duração  $T = n\Delta t$ , sendo  $n$  igual ao número de intervalos de tempo. Esta estimativa instantânea varia ao longo do tempo. O volume médio ( $\bar{V}$ ) é calculado pela eq. (3.20):

$$\bar{V} = \sum_{i=1}^n \left( \frac{V_i}{n} \right) = \sum_{i=1}^n \left( \frac{A_T (H_{T,i} - H_{T,\min})}{n} \right) \quad 3.20$$

onde  $H_{T,\min}$  é a elevação mínima do tanque,  $H_{T,i}$  é a elevação no passo  $i$ ,  $V_i$  é o volume de controle no passo de tempo  $i$  e  $A_T$  é a área superficial do reservatório. A vazão média é baseada nas entradas somente (quando o reservatório é abastecido) e é definida como (eq. 3.21):

$$\bar{Q}_{in} = \sum_{i=1}^n \left( \frac{A_T (H_{T,i+1} - H_{T,i})}{n \Delta t} \right), \text{ quando } H_{T,i+1} > H_{T,i} \quad 3.21$$

Sob condições gerais de operação, a vazão média e a reserva de volume devem variar a cada passo (intervalo de tempo) e portanto o tempo de residência hidráulica também irá variar. Para reservatórios sob condições gerais, a concentração de um constituinte no reservatório e na sua saída irão depender da sequência de entradas no sistema, e portanto, não há solução analítica geral disponível (Lansey & Boulos, 2005).

Nos modelos matemáticos de qualidade da água de mistura completa, fluxo pistão e dois compartimentos, para reservatórios operando com ciclos de enchimento e esvaziamento, foi incorporado o cálculo do tempo de detenção hidráulica (idade da água), considerando a idade da água como um termo de reação de ordem zero, ou seja, a velocidade da reação independe da concentração de constituintes, e é expressa em massa do constituinte dividida por volume e por tempo  $[M/L^3.T]$ . No caso da idade da água, a massa do constituinte é substituída pelo tempo, e a constante de reação é igual a 1, expressa em tempo dividido por volume e por tempo  $[T/L^3.T]$  (Rossman *et al.*, 1994, Rossman, 2000; Lansey & Boulos, 2005).

A estagnação da água no interior dos reservatórios consiste em um dos mais importantes aspectos a serem discutidos, uma vez que a idade da água é um indicador significativo da deterioração da sua qualidade em sistemas de distribuição de água (USEPA, 2002b).

Uma mistura pobre no interior de um reservatório implica na criação de zonas de baixa ou nenhuma renovação (zonas de estagnação) onde a água possui idade elevada. Para que ocorra mistura no interior de um reservatório, é necessário introduzir energia no sistema.

Normalmente, os reservatórios do sistema de distribuição de água e os reservatórios prediais não possuem dispositivos de agitação, sendo assim, eles dispõem somente da energia cinética da entrada de água no reservatório para promover a mistura (Rossmann & Grayman, 1999).

Quando a água flui através da tubulação para atingir o reservatório, um jato se forma. O diâmetro do jato aumenta com a distância do orifício da tubulação de entrada, e em função desta tendência de espalhamento e da formação de vórtices turbulentos nos limites desse jato, quantidades significativas de fluido circundante são arrastadas para o interior do jato de modo que o momento é conservado (Rossmann & Grayman, 1999).

Quando um jato vertical atinge a superfície da água, ou um jato horizontal alcança a parede oposta, a água emitida no jato adentra o ambiente fluido do reservatório e inverte sua direção. Com o passar do tempo, uma porção desta água é novamente reciclada no jato e se mistura com a nova água chegando no reservatório, e este comportamento descrito reflete a utilidade dos jatos como dispositivos de mistura nos reservatórios de água (Rossmann & Grayman, 1999).

Rossmann & Grayman (1999) avaliaram diversas equações relacionadas ao tempo de mistura no qual os reservatórios de sistemas de distribuição de água se tornam completamente misturados, a partir dos jatos de entrada. Para isto, determinaram uma relação (3.22) que considera a extensão do jato, o diâmetro de entrada e o número de Froude densimétrico (força de inércia do fluxo de entrada dividido pelo empuxo) utilizado para considerar a influência de diferentes densidades na estratificação de reservatórios. Ainda no mesmo estudo a relação foi testada tanto para jatos horizontais como verticais, concluindo-se que não houve diferença significativa entre ambas as posições do jato e a relação estabelecida.

$$h/d = c \cdot F_d \quad 3.22$$

onde  $h$  consiste na extensão limite na qual a mistura completa ocorre (m);  $d$  consiste no diâmetro de entrada e  $F_d$  é o número de Froude densimétrico, expresso pela fórmula a seguir (3.23), e  $c$  é a constante entre 0,8 e 1,5 para reservatórios do sistema de distribuição.

$$F_d = \mu \sqrt{g'd} \quad 3.23$$

onde  $\mu$  é a velocidade média de entrada do fluido no reservatório e  $g'$  consiste na gravidade reduzida definida pelas relações de diferentes densidades obtidas nas diferentes temperaturas do fluido (3.24):

$$g' = \frac{g \cdot (\rho_f - \rho_t)}{\rho_t} \quad 3.24$$

onde  $g$  é a aceleração da gravidade ( $m.s^{-2}$ ),  $\rho_f$  e  $\rho_t$  são as densidades respectivamente, da água de entrada e da água no interior do reservatório. As densidades podem ser obtidas em função da temperatura conforme a eq. (3.25), onde  $T$  é a temperatura do fluido ( $^{\circ}C$ ).

$$\rho = 1000,3 - 0,005 \cdot (T^2 + T) \quad 3.25$$

Roberts *et al.* (2006) também estudaram jatos em reservatórios de armazenamento de água, e obtiveram um parâmetro adimensional de mistura em função do momento de entrada, empuxo e profundidade da água, relacionando o parâmetro com a ocorrência de estratificação. Os resultados obtidos por Roberts *et al.* (2006) sustentaram os resultados de Rossmann & Grayman (1999) bem como outros estudos (Martinson & Lucey, 2004; Nordblom & Bergdahl, 2004; Tian & Roberts, 2008).

Os modelos de qualidade da água para reservatórios do SDA, que descrevem o comportamento do cloro e a idade da água foram desenvolvidos a partir de levantamentos de dados em reservatórios reais. Da mesma forma, para se desenvolver modelos matemáticos para reservatórios prediais, também há necessidade de se obter informações reais, a fim de se entender o comportamento hidráulico e a variação das concentrações de cloro presente na água. Assim, os modelos poderão se aproximar da realidade. Para isto, diversas ferramentas para monitoramento de compostos presentes na água, em campo, têm evoluído e tornaram-se disponíveis.

### 3.5. Tecnologias para medição contínua de cloro livre

Diversos estudos têm considerado a eficácia do monitoramento de vários parâmetros físicos e químicos como indicadores de contaminação nos sistemas de abastecimento de água (Hall *et al.*, 2007; Kroll, 2010; USEPA, 2013). Um estudo realizado pela EPA, em 2005, analisou a resposta de diversos parâmetros de qualidade da água quando expostos a 33 contaminantes. Os resultados demonstraram que o cloro total e livre são os parâmetros mais sensíveis e reagem com a maior gama de contaminantes químicos estudados (USEPA, 2005). A eficácia de qualquer parâmetro usado como indicador de contaminantes patogênicos não foi totalmente estudada, mas dadas as conhecidas interações entre o cloro e a matéria microbiana, pesquisas consideram o cloro livre como um indicador aceitável de contaminação patogênica e de demais contaminantes (Byer & Carlson, 2005; Helbling & VanBriesen, 2008). Ainda, conforme já descrito por Grayman & Clark (1993), o residual de cloro é um excelente parâmetro para se estudar os efeitos do uso de reservatórios de abastecimento, uma vez que, quando aliado ao tempo de detenção hidráulica, os efeitos do armazenamento na qualidade da água se tornam aparentes.

Um dos métodos mais comuns para determinação de cloro residual consiste no método por espectrofotometria com N,N-dietil-p-fenileno-diamina (DPD), embora existam outros métodos (Kang *et al.*, 2006) como a titulação amperométrica, o método de DPD ferroso titulométrico, o método de siringaldazina além da técnica de eletrodo iodométrico (APHA, 2012).

Com a busca por modelos de qualidade da água, surgiu o interesse por um monitoramento contínuo, especialmente em trechos críticos de sistemas de abastecimento de água, que possa fornecer um levantamento de dados de forma mais representativa, e em curtos intervalos de tempo, e que pode ser usado como um alerta que anteceda os efeitos de possíveis eventos de contaminação (Olivé-Monllau *et al.*, 2009; USEPA, 2013).

Diversos métodos de monitoramento contínuo têm sido usados para detectar cloro residual, sendo muitos deles baseados em princípios óticos (Belz *et al.*, 1997; Kasik *et al.*, 2009) ou eletroquímicos, adotando diferentes geometrias, configurações e composições de eletrodos (Okumura *et al.*, 2001; Campo *et al.*, 2005). A técnica eletroquímica amperométrica é livre de reagentes e possui um mecanismo simples de detecção.

Analísadores amperométricos convencionais frequentemente utilizam eletrodos de disco rotativos para promover sensibilidade suficiente, mas são bastante volumosos (Okumura

*et al*, 2001). A Tabela 3.6 apresenta alguns instrumentos comerciais de medição de cloro, disponíveis atualmente.

**TABELA 3.6. Instrumentos comerciais de medição de cloro.**

| Sondas                  | Modelo   | Princípio de detecção                                    | Fonte   |
|-------------------------|--|--|---|
| Medição de um parâmetro | ATI A/S (Cloro livre)  | Membrana coberta, sensor polarográfico                   | EPA, <a href="http://www.analytical technology.com">http://www.analytical technology.com</a>        |
|                         | Hach Cl-17 (cloro livre ou total – painel aquatrend)   | Método colorimétrico DPD (semelhante à medição portátil) | EPA, <a href="http://www.hach.com">http://www.hach.com</a>  |
|                         | Rosemount analytical (sensor de cloro livre – analisador com dupla entrada: cloro e pH)  | Membrana coberta, sensor amperométrico                   | <a href="http://www.emerson process.com">http://www.emerson process.com</a>                         |
|                         | chlorilyser monitores para cloro livre   | Membrana coberta, sensor amperométrico                   | Storey <i>et al.</i> (2010), <a href="http://www.s-can.at/">http://www.s-can.at/</a>                |
|                         | Sensor de cloro livre Chemtrol (com controlador digital Chemtrol 255T para cloro e pH).  | Membrana coberta, sensor amperométrico                   | <a href="http://www.sbcontrol.com">http://www.sbcontrol.com</a>                                     |
|                         | Sensor de cloro livre Sensorex (modelos FCL402D, FCL405D, e FCL410D)   | Membrana coberta, sensor amperométrico                   | <a href="http://www.sensorex.com/docs/InstrFCL4.pdf">http://www.sensorex.com/docs/InstrFCL4.pdf</a> |
| Multiparâmetro          | Sonda Dascore com seis sensores (condutividade, oxigênio dissolvido, potencial redox, pH, temperatura, cloro livre)  | -  | EPA   |
|                         | Sonda YSI 6600 Sonde (condutividade, oxigênio dissolvido, potencial redox, pH, temperatura, nitrogênio - amônia, cloreto, nitrogênio - nitrato, turbidez, cloro livre e total) | Membrana coberta, sensor amperométrico                   | EPA, Storey <i>et al.</i> (2010)  |
|                         | s::can Estação de monitoramento de qualidade da água   | Membrana coberta, sensor amperométrico                   | Storey <i>et al.</i> (2010), <a href="http://www.s-can.at/">http://www.s-can.at/</a>                |
|                         | Hach Event Monitor (Guardian Blue)   | -  | Storey <i>et al.</i> (2010), <a href="http://www.hach.com">http://www.hach.com</a>                  |
|                         | Censar Six-CENSE   | -  | Storey <i>et al.</i> (2010), <a href="http://www.censar.com/">http://www.censar.com/</a>            |

As técnicas eletroquímicas constituem-se em poderosa ferramenta para a química analítica, especialmente por conter algumas características vantajosas como a elevada

sensibilidade das determinações, facilidade de automação das medições, custo moderado e portabilidade (Lowinsohn & Bertotti, 2006).

Os sensores amperométricos são baseados na medida de corrente gerada entre um cátodo geralmente de platina e um ânodo de prata imersos em uma solução eletrolítica. Durante a operação, o cloro livre difunde-se da amostra através da membrana. Uma tensão de polarização aplicada ao cátodo reduz completamente o cloro livre para íon cloreto. A redução produz uma corrente entre o cátodo e o ânodo, que o analisador mede. A corrente é diretamente proporcional à taxa na qual o cloro livre difunde através da membrana, que é basicamente proporcional à concentração de cloro livre na amostra.

Clark *et al.* (1994) realizou monitoramento contínuo de cloro residual livre, utilizando um analisador modelo 4024 e sensor de cloro modelo 90243-116, ambos da marca *Rosemount*. Tal sensor consiste de uma célula eletroquímica amperométrica, composta de um cátodo de ouro e um ânodo de referência de prata. Atualmente, há modelos mais recentes de analisador e sensor da mesma marca, que utilizam cátodo de platina, como o modelo 499ACL-01.

Estudos realizados por outros autores (Moraes, 2008; Pierezan, 2009) sobre monitoramento contínuo de cloro residual livre utilizaram a sonda da marca YSI Corporation, modelo 6920-DW. O sensor de cloro adotado nesta sonda é composto de três eletrodos, sendo um cátodo, um ânodo, e um eletrodo de referência. Esta sonda é multiparâmetro, podendo realizar medições de temperatura, condutividade, pH, cloro livre, sendo dotada de memória com capacidade de 384 MB, o que implica em armazenamento de 150.000 leituras para cada parâmetro individualmente, e são alimentadas por baterias, possibilitando autonomia ao equipamento.

Conforme mencionado, os sensores de cloro livre são continuamente polarizados a uma voltagem, que deve ser suficientemente negativa para que o cloro livre (ácido hipocloroso + íon hipoclorito) seja reduzido no cátodo de platina e oxidado a cloreto de prata no ânodo. Porém, a voltagem também deve ser suficientemente positiva para prevenir a redução do oxigênio durante a sequência de medições (YSI Incorporated, 2005).

A corrente associada ao processo de redução do cloro no cátodo é proporcional à concentração de cloro livre fora da membrana. Na continuação desta reação, o cloro reage ao meio, resultando na queda da corrente medida e na concentração aparente de cloro, se a solução externa não fluir rapidamente. Esta dependência da vazão é minimizada (mas não eliminada) pela polarização e despolarização rápida e repetida dos eletrodos do sensor durante

uma sequência de medição. Assim, este sistema de pulso rápido mede a carga (somatório da corrente em um intervalo de tempo específico) associada com a redução do cloro livre durante um intervalo de tempo cuidadosamente controlado. A carga (em *coulombs*) devido ao carregamento do cátodo (capacitância) é subtraída da carga medida durante integração após o desligamento do cátodo, para que seja considerada somente a medição da carga devido à redução do cloro livre. E a carga líquida, como o estado estático em um sistema padrão, é proporcional à concentração de cloro livre no meio. Nota-se que, a dependência à vazão do sensor não é completamente superada por este método devido aos diferentes graus de difusão do cloro livre através da membrana, e conseqüentemente a vazão torna-se um parâmetro importante de controle no processo de monitoramento, por isso, a célula de fluxo é fundamental (YSI Incorporated, 2005).

A aplicação da amostra na célula de fluxo contínuo é bastante simples, realizada por meio de uma bomba mecânica. O detector amperométrico coberto por uma membrana porosa confere estabilidade suficiente para a determinação de cloro por prevenir efeitos convectivos, mas sua sensibilidade é condicionada à estabilidade e a vida útil da membrana é desconhecida. As células de fluxo promovem sensibilidade e boa estabilidade quando o fluxo é laminar (Okumura *et al.*, 2001).

Os sensores de cloro parecem ser menos sensíveis ao  $\text{OCl}^-$  do que ao  $\text{HOCl}$  e com a elevação do pH, não há dúvidas que a quantidade de  $\text{HOCl}$  relativamente ao  $\text{OCl}^-$  é reduzida significativamente. Isto significa que a sensibilidade do sensor à mistura de  $\text{HOCl}$  e  $\text{OCl}^-$  é reduzida significativamente em altos valores de pH. Assim, para elevados valores de pH (geralmente acima de 8,5) uma mudança no pH fará a resposta do sensor mudar, mesmo que o nível de cloro livre permaneça constante. Segundo o manual da Sonda YSI Corporation, modelo 6920-DW (Rosemount Analytical Inc., 2006), o sensor mostrou-se suficientemente sensível mesmo para valores de pH da ordem de 9,3. Já o analisador da marca Rosemount, aceita a conexão de um sensor de pH simultaneamente ao sensor de cloro modelo 499ACL-01, com a opção de o analisador compensar automaticamente as alterações no pH da amostra.

Em geral, a medição contínua pelo método amperométrico possui algumas limitações, como a passivação do eletrodo, a qual pode ocorrer por adsorção e posterior acúmulo de matéria orgânica presente na amostra, ou pela oxidação do eletrodo durante o processo eletroquímico. Já foi relatado que a redução direta de hipoclorito / ácido hipocloroso resultou em eventual passivação dos eletrodos de platina. Este problema pode ser resolvido através de um polimento regular do eletrodo utilizando compostos de lapidação (Campo *et al.*, 2005).

Como as medições amperométricas não são seletivas há outras fontes de falhas potenciais do sistema, como: a presença inesperada de substâncias eletroativas; o eletrodo de referência com alteração no potencial e alterações incontroladas das condições hidrodinâmicas. A forte dependência do oxigênio e do potencial de redução de cloro, com relação ao pH sugere que pode ocorrer a sobreposição destes dois sinais, sob condições de pH muito baixo (Campo *et al.*, 2005).

Apesar de todos os cuidados necessários, os sensores amperométricos consistem numa alternativa atraente para aplicações de monitoramento contínuo, em função das vantagens que oferecem quando comparados às demais técnicas. Eles permitem medições contínuas e em tempo real, com sinais de saída fáceis de analisar e com instrumentação de baixo custo para implantação. Tais ferramentas são de fundamental importância para o monitoramento da qualidade da água nos sistemas de abastecimento, e têm sido bastante enfatizadas nos Planos de Segurança da Água, que expressam a crescente preocupação com a garantia da qualidade da água.

Desta forma, o presente trabalho tem como foco a proteção da qualidade em reservatórios prediais, tomando como base o monitoramento do cloro residual livre com o uso de sondas amperométricas de monitoramento contínuo, em conjunto com o estudo do comportamento do fluxo e da mistura no interior dos reservatórios prediais a fim de fornecer um modelo matemático como ferramenta de auxílio à manutenção da qualidade da água nos projetos de instalações hidráulicas prediais.

## 4. MATERIAIS E MÉTODOS

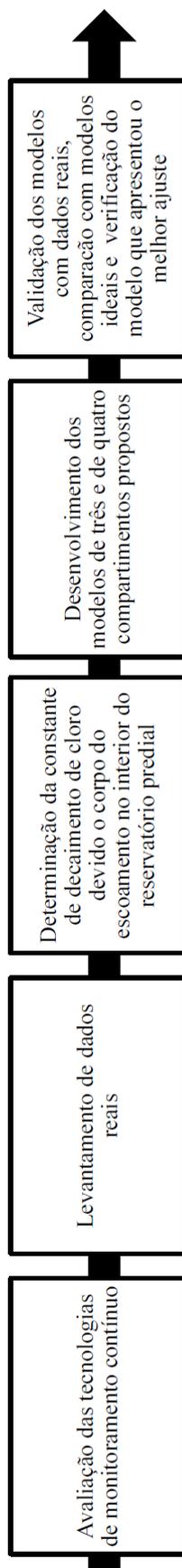
Para atingir os objetivos propostos no presente trabalho, adotou-se uma série de atividades que reúnem diferentes áreas específicas de pesquisa, como monitoramento contínuo de parâmetros de qualidade da água potável, cinética de decaimento de constituintes e mistura no interior de reservatórios.

A Figura 4.1 apresenta a linha de desenvolvimento. Inicialmente, avaliaram-se tecnologias de monitoramento contínuo de cloro residual livre adequadas à coleta de dados contínuos em reservatórios prediais de edifício residencial. A importância das tecnologias de monitoramento contínuo deve-se à necessidade de se obter dados reais para posterior validação do modelo matemático de qualidade da água.

Foi realizado o teste de decaimento de cloro residual livre com amostra coletada no interior do reservatório, com o objetivo de identificar a ordem da reação e determinar o valor da constante de decaimento do corpo do escoamento ( $k_b$ ) para o cloro residual livre. A ordem de decaimento e a constante de decaimento do cloro foram determinadas através do teste de garrafas (*bottle test*), e constituíram parte integrante dos modelos de qualidade da água para os reservatórios prediais.

Em seguida, foram desenvolvidos modelos de três e de quatro compartimentos associados ao decaimento de cloro residual livre, com base nos modelos matemáticos de Grayman *et al.* (1996), utilizando uma análise de fluxo realizada através da Fluidodinâmica Computacional em reservatórios prediais. Tais modelos foram aplicados em casos reais e comparados com os modelos ideais de mistura (mistura completa e fluxo pistão) associados ao decaimento de cloro residual livre.

A proposta inovadora da presente pesquisa consistiu em avaliar o comportamento do cloro residual livre em reservatórios prediais reais, propor modelos matemáticos para descrever o comportamento do cloro nos reservatórios prediais, inclusive fornecendo informações acerca de volumes de estagnação em seu interior, bem como volumes de influência dos dispositivos de entrada e saída. Tais modelos poderão, assim, contribuir para verificações de comportamento do cloro residual na saída de reservatórios prediais existentes e para análise em dimensionamentos de reservatórios permitindo considerar a qualidade da água como variável de projeto.



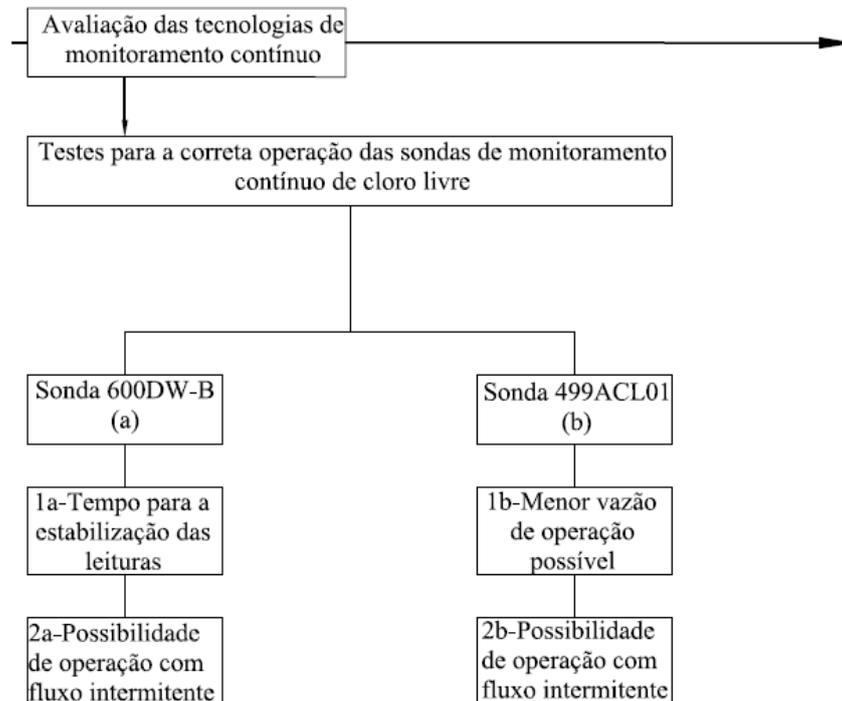
**FIGURA 4.1.** Linha do desenvolvimento do trabalho.

#### 4.1. Avaliação de tecnologias de monitoramento contínuo

Visando a identificar e testar as tecnologias existentes para monitoramento contínuo do cloro residual livre em reservatórios prediais, duas diferentes sondas disponíveis no mercado e acessíveis ao projeto foram adotadas: (a) sonda multiparâmetro modelo 600DW-B da marca Ysi Corporation; (b) sensor de cloro livre modelo 499ACL01, com analisador modelo 1055ClpH e sonda de pH modelo 389 (Rosemount Analytical).

Ambas as sondas são amperométricas, cujo princípio de funcionamento foi explorado no item (3.5) do capítulo anterior, e medem o cloro livre (ácido hipocloroso e íon hipoclorito) expresso em  $\text{mgCl}_2\cdot\text{L}^{-1}$ . A sensibilidade destes equipamentos equivale à sensibilidade do método pelo qual eles são calibrados. Neste trabalho, o método adotado para calibração e comparação das medições de cloro residual livre foi o método colorimétrico DPD (N,N-dietil-p-fenileno diamina) em espectrofotômetro portátil da marca HACH (*Pocket Colorimeter II – analysis systems*), preconizado pelo *Standard Methods for Examination of Water and Wastewater* (APHA, 2012).

O objetivo dos testes preliminares foi conhecer a melhor forma de operação das sondas. A Figura 4.2 apresenta um fluxograma dos testes necessários para a correta utilização dos instrumentos, e estão descritos individualmente para cada sonda nos itens subsequentes.



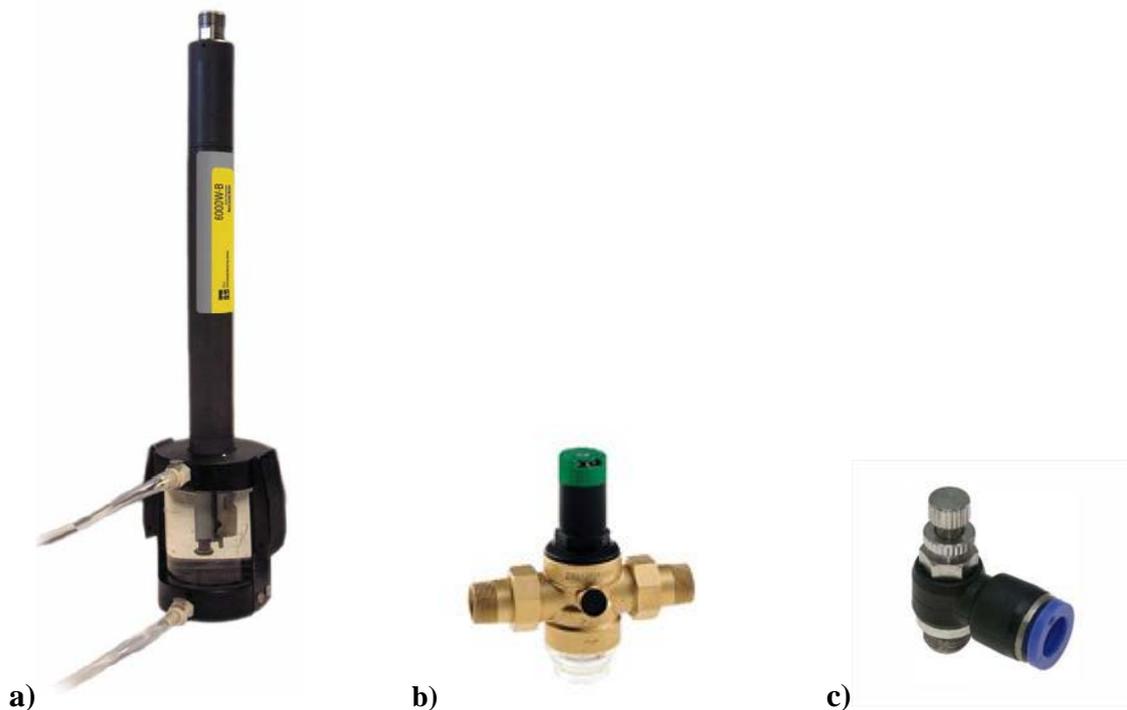
**FIGURA 4.2. Fluxograma dos testes com as sondas de monitoramento contínuo de cloro livre.**

#### 4.1.1. Testes preliminares com a sonda multiparâmetro 600DW-B

##### - Descrição da tecnologia utilizada para a realização dos testes:

A sonda multiparâmetro possui uma célula de fluxo própria para efetuar a medição de cloro na água (Figura 4.3a). Sua vazão de trabalho varia entre 0,5 e 1,0 L.min<sup>-1</sup>, com fluxo ascendente. O controle da vazão de entrada foi realizado com o auxílio de uma válvula redutora de pressão de ¾ de polegada (marca *honeywell-Braukmann*) com controlador de fluxo (Figura 4.3b e Figura 4.3c).

O Modelo utilizado no presente trabalho foi o modelo 600DW-B da marca Ysi Corporation / sensor 6572 de cloro livre, com membrana de fluoreto de polivinilideno, faixa de medição de 0 a 3,0mgCl<sub>2</sub>.L<sup>-1</sup>. A precisão do sensor é dependente da calibração, que foi realizada utilizando-se o analisador de cloro livre portátil da marca HACH, pelo método colorimétrico DPD, com precisão de 0,02mgCl<sub>2</sub>.L<sup>-1</sup> de cloro livre, e faixa de leitura (sensibilidade) de 0,02 a 2,00mgCl<sub>2</sub>.L<sup>-1</sup>. Um parâmetro de controle da calibração consiste na constante de calibração que deve estar entre 0,5 e 2,0 (YSI Incorporated, 2005).

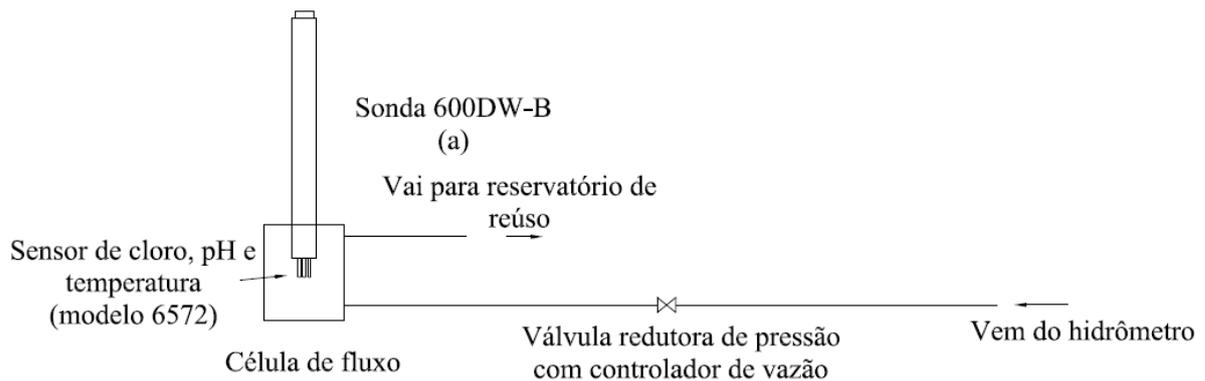


**FIGURA 4.3. a) Sonda multiparâmetro com célula de fluxo; b) Válvula redutora de pressão e c) Controlador de vazão.**

### - Montagem do sistema para realização dos testes:

Para a realização dos testes, a sonda multiparâmetro foi colocada em operação em uma residência com água proveniente da rede pública de abastecimento, antes do reservatório predial. A água proveniente de uma torneira externa à edificação era conduzida por uma mangueira, e controlada por uma válvula reguladora de pressão com controlador de vazão antes de atingir a célula de fluxo onde o sensor foi posicionado (Figura 4.4).

A sonda foi operada com vazão de  $0,50\text{L}\cdot\text{min}^{-1}$ , a qual é a menor vazão recomendada para sua operação (YSI Incorporated, 2005). É importante que a sonda de monitoramento contínuo seja operada com a menor vazão possível por dois motivos: (1) para que haja mínima influência na mistura no interior do reservatório, quando da sua aplicação na coleta de dados para a validação do modelo, e (2) pode haver dificuldade de retorno da água que passa pela célula de fluxo, podendo gerar desperdício de água potável durante o período de monitoramento.



**FIGURA 4.4. Sistema de monitoramento contínuo da sonda de cloro livre.**

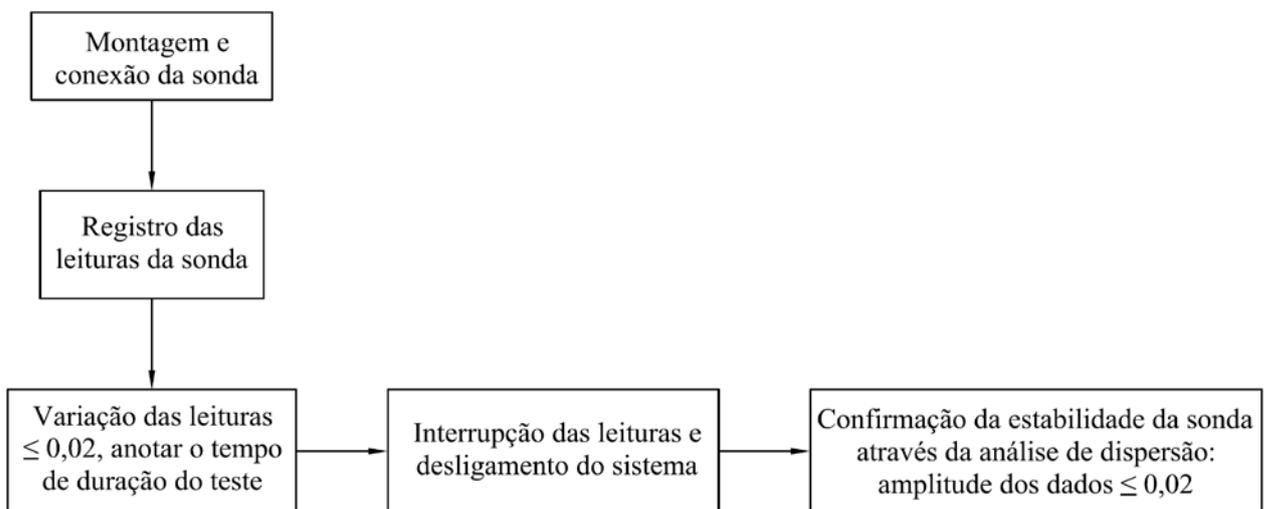
Durante os testes, a água drenada pela sonda foi armazenada para limpeza de quintal e irrigação de jardim, durante a operação da mesma. A temperatura da água e pH foram monitorados por sensores da própria sonda, definindo uma faixa de valores nas quais o teste foi realizado.

### **Teste 1a: Avaliação da estabilização da medição do sensor: metodologia e análise estatística**

Para entender a necessidade de se avaliar o processo de estabilização da sonda de cloro modelo 600DW-B da marca Ysi Corporation, é necessário descrever o processo de início de operação do sistema.

Após a sonda multiparâmetro ser conectada ao sistema com fluxo de água, observa-se que o sensor de cloro livre leva um determinado tempo para estabilizar a leitura, que inicialmente variava entre concentrações negativas a concentrações próximas de zero, e aumenta ao longo do tempo até estabilizar-se no valor que supostamente representa a concentração real de cloro na água. Somente após este período de estabilização, deve-se proceder a calibração da sonda.

A Figura 4.5 demonstra a metodologia para definir o tempo de estabilização a ser adotado para o sensor de monitoramento contínuo, que foi aplicada em cinco repetições de início de operação. O valor de 0,02 de variação das leituras foi adotado tomando como referência a sensibilidade do método adotado para calibrar a sonda de cloro ( $0,02 \text{ mgCl}_2 \cdot \text{L}^{-1}$ ). Os dados foram dispostos graficamente no item 5.1.1 do capítulo 5. Foi realizada matriz de correlação de Pearson para avaliar possíveis correlações com o tempo de estabilização da sonda, considerando a verificação das amostras seguirem distribuição normal, de acordo com o teste de Kolmogorov-Smirnov. As análises estatísticas foram realizadas com o auxílio do software Action<sup>®</sup> integrado ao Microsoft Excel<sup>®</sup>.



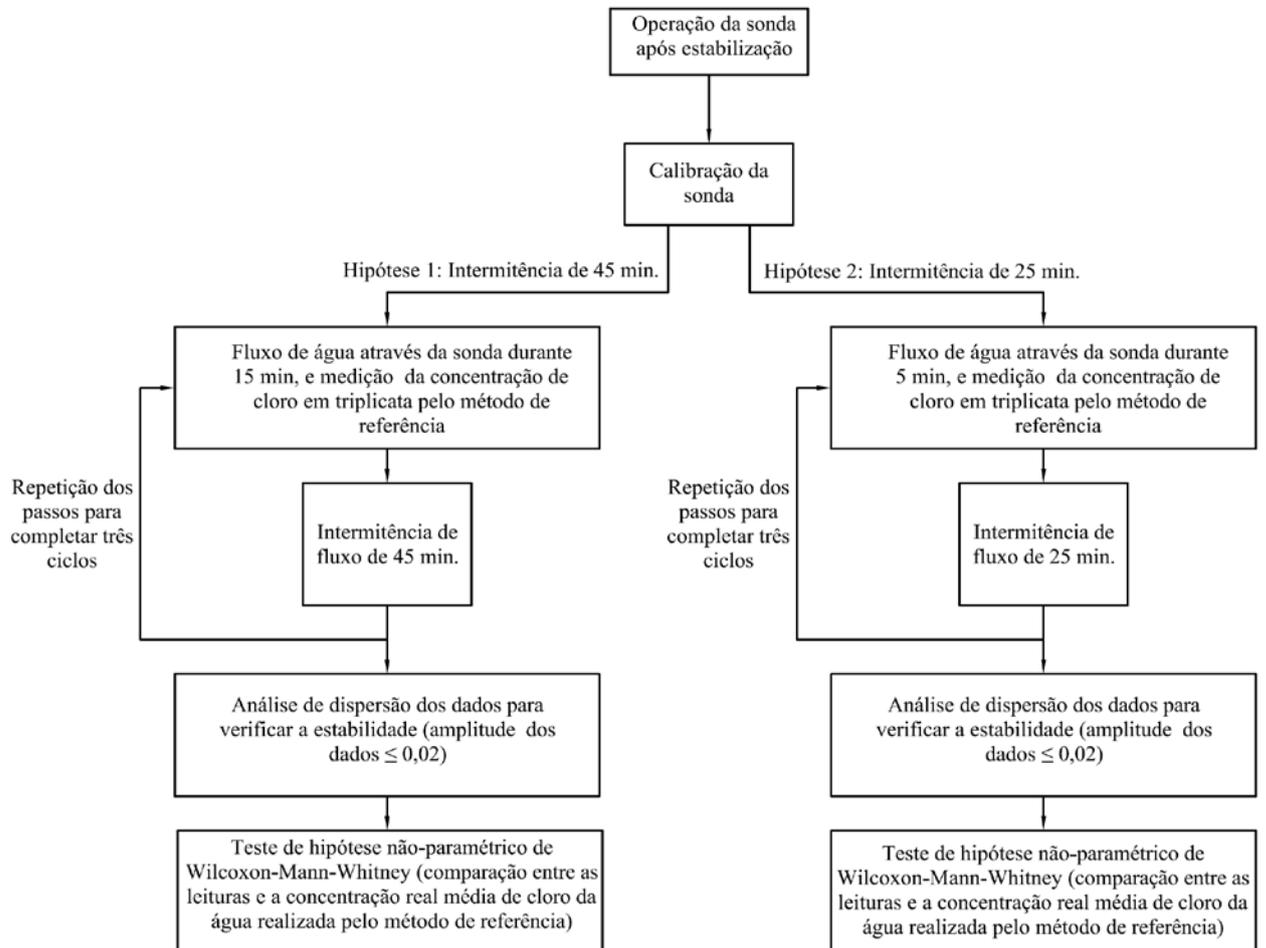
**FIGURA 4.5. Metodologia de avaliação da estabilidade da sonda de cloro livre.**

### **Teste 2a: Avaliação de resposta à intermitência de fluxo: metodologia e análise estatística**

O mesmo sistema da Figura 4.4 foi utilizado para a realização do teste 2a. Após o período de estabilização da sonda modelo 600DW-B, procedeu-se a calibração do sensor de cloro livre (YSI Incorporated, 2005).

A hipótese de se operar a sonda em fluxo intermitente foi avaliada em razão da elevada vazão de água requerida para a operação da sonda de cloro ( $30\text{L.h}^{-1}$ ). Esta água é drenada continuamente do sistema de abastecimento durante o período de monitoramento com a sonda, sendo que, nem sempre há disponibilidade de retorno deste volume ao sistema de distribuição predial de água.

Para tal fim, foi adicionado ao sistema da Figura 4.4, um temporizador conectado à uma válvula interruptora de fluxo após a válvula reguladora de pressão. O teste foi realizado para duas hipóteses, conforme a metodologia apresentada na Figura 4.6. Os resultados também foram analisados graficamente.



**FIGURA 4.6. Metodologia adotada para avaliação da sonda frente à intermitências de fluxo.**

Durante a realização dos testes, as concentrações reais de cloro livre da água foram determinadas, efetuando-se amostragem pontual utilizando o analisador portátil, pelo método DPD colorimétrico (APHA, 2012) como método de referência.

#### 4.1.2. Testes preliminares com o sensor de cloro livre modelo 499ACL-01

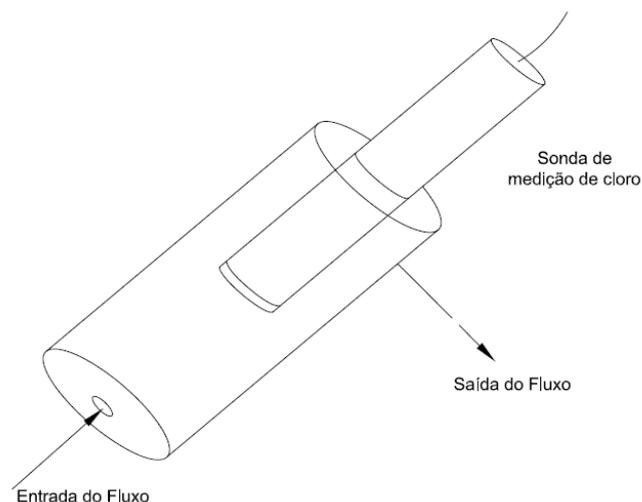
##### - Descrição da tecnologia utilizada para a realização dos testes:

O segundo método de medição contínua de cloro livre avaliado consistiu no Sensor de Cloro Livre modelo 499ACL01, com analisador modelo 1055ClpH e sonda de pH modelo 389, da marca *Rosemount Analytical*.

O sensor apresenta faixa de medição de 0 a 10mg.L<sup>-1</sup> de cloro residual livre. Sua precisão é dependente do método utilizado na calibração, e da mesma forma que nos testes anteriores, foi utilizado o método colorimétrico DPD portátil (precisão de 0,02mg.L<sup>-1</sup> e faixa de medição de 0,02 a 2,00mgCl<sub>2</sub>.L<sup>-1</sup>). O controle de calibração da sonda consiste na obtenção da sensibilidade entre 250 e 600nA/ppm (*Rosemount Analytical Inc.*, 2006).

Como esta sonda possui correção de leitura automática em função da variação do pH, foi utilizado o sensor de pH em conjunto com o sensor de cloro. O sensor de pH apresenta faixa de sensibilidade de 6,0 a 9,5, sendo que uma variação maior que 0,2 na solução de pH maior de 8,5 induz à correção na leitura do cloro, para este modelo de sonda, conforme descrito no item (3.5) do capítulo anterior.

Esta sonda também necessita de um fluxo de água para efetuar as medições de cloro residual livre. Desta forma, houve necessidade da fabricação da célula de fluxo (Figura 4.7) e com isto, surgiu a necessidade de se avaliar a vazão mínima para a operação da mesma (teste 1b). Os testes 2a e 2b foram realizados em duplicata, utilizando-se dois conjuntos de sondas idênticos.

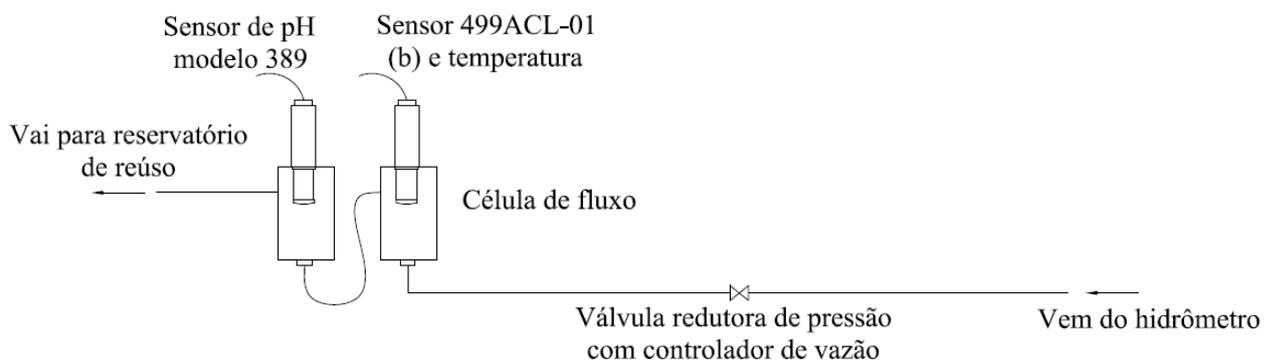


**FIGURA 4.7. Célula de fluxo fabricada para uso dos sensores de cloro e pH.**

Os demais equipamentos adotados para o teste foram os mesmos do teste do ítem 4.1.1, ou seja a válvula reguladora de pressão e um controlador de vazão.

**- Montagem do sistema para realização dos testes:**

O sistema de monitoramento contínuo da sonda modelo 499ACL01 foi similar ao sistema para monitoramento da sonda 600DW-B, conforme o esquema da Figura 4.8.



**FIGURA 4.8. Sistema de monitoramento da sonda modelo 499ACL-01.**

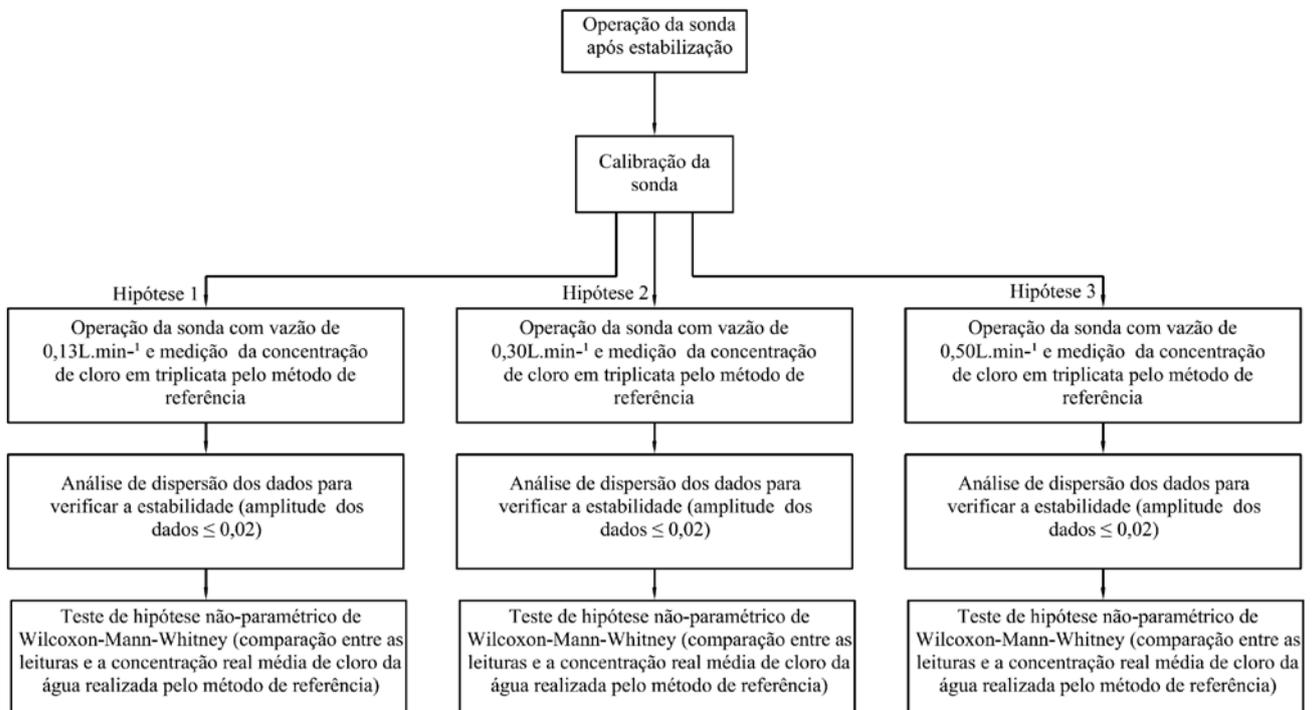
A sonda foi colocada em operação em uma residência com água proveniente da rede pública de abastecimento, antes do reservatório predial. Foi operada em fluxo ascendente de maneira similar à sonda modelo 600DW-B. Como a célula de fluxo para esta sonda foi fabricada, mesmo seguindo as recomendações do fabricante (Rosemount Analytical Inc., 2006), houve a necessidade de verificar a menor vazão possível para a operação da sonda.

Ao contrário da sonda modelo 600DW-B, a sonda modelo 499ACL-01 não necessita de tempo para estabilização de suas leituras, desta forma não houve necessidade de proceder o teste 1a, neste caso.

**Teste 1b: Avaliação da vazão mínima de operação: metodologia e análise estatística**

Para o presente teste, três valores de vazão foram escolhidos:  $0,13\text{L}\cdot\text{min}^{-1}$  e  $0,30\text{L}\cdot\text{min}^{-1}$  (dentro da faixa de recomendação do fabricante) e  $0,50\text{L}\cdot\text{min}^{-1}$  (semelhante à vazão mínima adotada da sonda modelo 600DW-B). A sonda foi operada conforme o sistema mostrado na Figura 4.8. Cada teste de vazão foi realizado em duplicada (utilizando os dois

conjuntos de sonda do mesmo modelo). Os resultados estão apresentados graficamente no ítem 5.1.2 do capítulo 5. A Figura 4.9 apresenta a metodologia adotada para o teste 2b.



**FIGURA 4.9. Metodologia do teste de vazão de operação da sonda modelo 499ACL-01.**

#### **Teste 2b: Avaliação de resposta à intermitência de fluxo: metodologia e análise estatística**

Em condições semelhantes de operação da sonda (Figura 4.8), foi avaliada a sua resposta frente à intermitência de fluxo, da mesma forma que descrito para o teste 2a, no ítem 4.1.1. A metodologia também foi a mesma descrita na Figura 4.6. O objetivo deste teste foi verificar a possibilidade de realizar o monitoramento da sonda com fluxo intermitente para minimizar o consumo de água durante a operação deste equipamento de forma a torná-lo mais flexível a diferentes condições de monitoramento em campo, minimizando o desperdício de água potável para os locais onde não houver possibilidade de retorno da água ou o seu reúso.

#### **4.1.3. Comparação de medições de cloro residual livre entre as sondas de monitoramento contínuo e o método colorimétrico portátil**

##### **- Descrição da tecnologia utilizada para a realização dos testes:**

As três sondas já anteriormente avaliadas, foram necessárias para a aquisição dos dados experimentais nos reservatórios prediais de um edifício residencial, a fim de validar os

modelos matemáticos propostos neste trabalho. São elas: as duas sondas de cloro modelo 499ACL-01, com analisador modelo 1055ClpH e sonda de pH modelo 389, (*Rosemount Analytical*) e a sonda multiparâmetro modelo 600DW-B da marca YSI Corporation / sensor 6572 de cloro livre.

**- Montagem do sistema para realização dos testes:**

Após definidas as condições de operação das sondas por meio dos testes descritos nos itens 4.1.1 e 4.1.2, as sondas foram calibradas conforme recomendação dos fabricantes e operadas por um período de 6 dias.

**- Metodologia para a validação das medições das sondas e análise estatística**

Foram realizadas análises de comparação entre as medidas de concentração de cloro livre efetuada pelas sondas (método *A*) com os respectivos valores determinados pelo método colorimétrico DPD (método *B*), ao longo do monitoramento dos reservatórios, de forma a tornar válidas as medidas de cloro livre realizadas pelas sondas (Tabela A 1 do Apêndice A).

Para análise dos resultados, inicialmente foi realizada uma comparação direta visual entre os métodos (*A*) e (*B*), com o auxílio da curva identidade ( $A=B$ ), aliada à plotagem da diferença dos métodos ( $A - B$ ) em função da média entre os métodos  $(A + B)/2$ , cujos gráficos estão apresentados no item 5.1.3 do capítulo 5.

Foi também adotado teste de hipótese para comparação de amostras, de forma a validar este processo, adotando o teste T caso as amostras sigam uma distribuição normal (teste de Kolmogorov-Smirnov) ou adotando o teste não-paramétrico de comparação de amostras de Wilcoxon-Mann-Whitney.

Também, foi calculado erro médio quadrático (EMQ) através da eq. (4.1), por ser considerada uma das melhores medidas de desempenho de modelos (Willmott, 1982), de forma que resume as diferenças médias entre as leituras da sonda e o método DPD colorimétrico adotado como referência (APHA, 2012).

$$EMQ = \frac{\sum_i (y_i - \hat{y}_i)^2}{n}$$

4.1

## 4.2. Levantamento de dados reais contínuos

O monitoramento contínuo de dois reservatórios prediais foi efetuado, em um edifício residencial, com o objetivo da obtenção de dados reais para a posterior avaliação e validação do melhor modelo de qualidade de água, dentre aqueles descritos no item anterior.

### - Descrição da tecnologia utilizada para o levantamento de dados:

A Tabela 4.1 apresenta os equipamentos adotados para a realização do monitoramento de reservatórios prediais de um edifício residencial com suas respectivas especificações.

Com base nos estudos realizados no item anterior (4.1), as sondas modelo 600DW-B e modelo 499ACL-01 foram operadas com vazão de  $0,5\text{L}\cdot\text{min}^{-1}$  e em fluxo contínuo, de forma a obterem o mesmo intervalo de medições para todos os pontos monitorados. A sonda modelo 600DW-B foi calibrada e operada somente após 40 minutos de estabilização e considerando a amplitude máxima de 0,02 para os dados medidos. Os procedimentos de calibração foram realizados conforme orientação dos fabricantes (Rosemount Analytical Inc., 2006; YSI Incorporated, 2005).

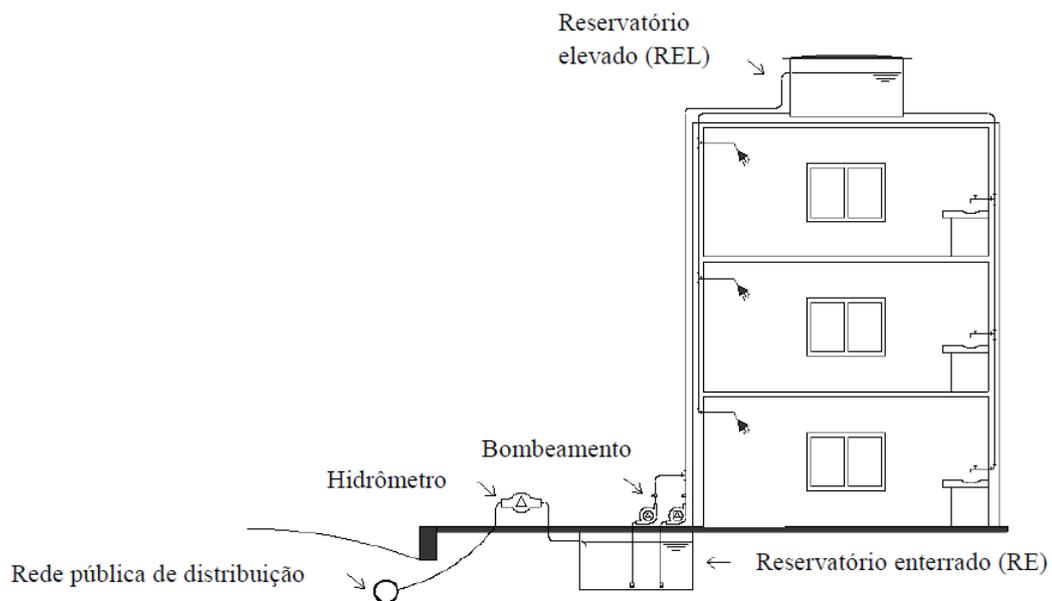
**TABELA 4.1. Equipamentos de medição utilizados no monitoramento de campo.**

| Parâmetro de medição         | Equipamento  | Precisão  |
|------------------------------|--|---|
| Vazão                        | - Medidor volumétrico modular da marca Altair, acoplado ao registrador eletrônico de dados da marca <i>CELLO</i>   | 2 a 5%  |
|                              | - Medidor ultrassônico modelo PT878 da marca <i>GE Sensing</i>   | 2 a 5%  |
| Nível de água                | Medidor de nível de água <i>Levellogger</i> da marca <i>SONLIST</i>  | 0,0005m   |
| Concentração de cloro        | - Sonda multiparâmetro modelo 600 DW-B com sensor de pH e termômetro da marca <i>YSI Incorporated</i>  | 0,02mg.L <sup>-1</sup>  |
|                              | - Sonda de cloro livre modelo 499A CL-01 acoplada ao analisador modelo 1055ClpH e sonda de pH modelo 389, com termômetro, da marca <i>ROSEMOUNT Analytical</i> |   |
|                              | - Medidor de cloro livre portátil modelo Pocket Colorimeter II, da marca <i>HACH Company</i>   |   |
| Registro eletrônico de dados | - Registrador eletrônico de dados LogBox-DA da marca <i>Novus</i>  | Registro de pulsos elétricos digitais e sinais elétricos analógicos |

**- Descrição do sistema monitorado:**

Os dois reservatórios prediais monitorados estão localizados em um edifício no Município de Campo Grande. O edifício residencial possui 30 apartamentos em 15 andares, totalizando 50m de altura.

Os componentes principais do sistema hidráulico estão apresentados na Figura 4.10. A rede pública de abastecimento de água está conectada ao reservatório predial enterrado por uma tubulação de 25mm de diâmetro. A água é conduzida ao reservatório elevado por bombeamento (bomba centrífuga de 15CV), por uma tubulação de 40mm de diâmetro e do reservatório elevado, a água é finalmente distribuída para os apartamentos. A reserva de incêndio é fornecida por ambos os reservatórios, que possuem tubulação individual para incêndio.

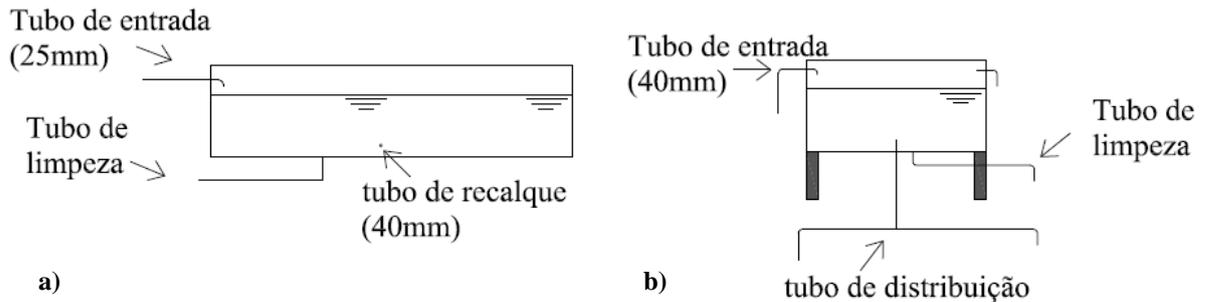


**FIGURA 4.10. Sistema de instalação hidráulica geral do edifício estudado.**

Os reservatórios são fabricados de concreto e impermeabilizados com manta geotêxtil. O reservatório enterrado (RE) possui um volume útil de  $18,6\text{m}^3$ . A tubulação de entrada de PVC com diâmetro de 32mm é localizada próxima à superfície do reservatório, e em lado oposto à saída, que por sua vez está localizada a 0,2m do fundo à metade da maior dimensão do reservatório (do seu comprimento) e possui diâmetro de 40mm (Figura 4.11a).

O reservatório elevado (REL) possui capacidade de  $33,3\text{m}^3$  (volume útil). A tubulação de entrada de PVC de diâmetro de 40mm (diâmetro interno de 35mm) está posicionada acima do nível de água, enquanto a tubulação de saída de PVC de 100mm está situada no centro do

reservatório a 0,2m do fundo, de forma a delimitar um volume para a reserva de incêndio, que consiste em aproximadamente 24m<sup>3</sup>, dentro do mesmo reservatório (Figura 4.11b). As configurações de ambos os reservatórios são comumente adotadas para reservatórios prediais utilizados no Estado de Mato Grosso do Sul, embora atualmente os reservatórios sejam pré-fabricados em fibra de vidro.



**FIGURA 4.11. Detalhe dos reservatórios prediais. a) Reservatório enterrado. b) reservatório elevado.**

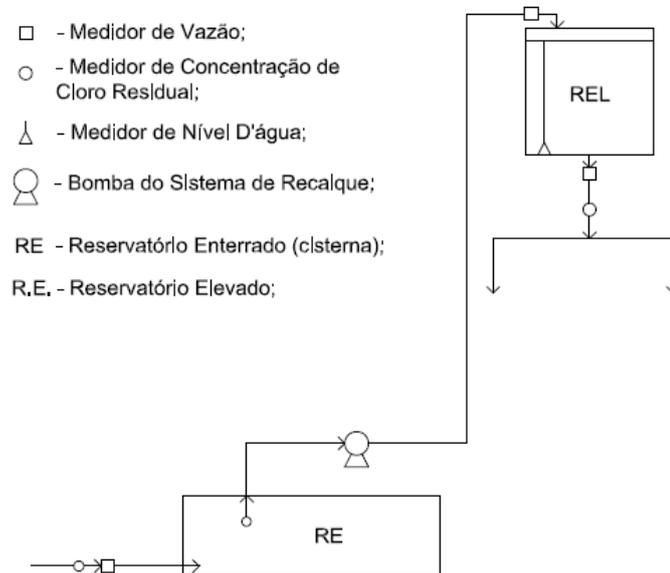
A água que abastece o reservatório enterrado é proveniente da rede pública de distribuição, fornecida sob pressão, passando por um hidrômetro, por onde se quantifica o consumo pela concessionária local. O reservatório elevado é controlado por uma bóia elétrica de nível interligada ao reservatório enterrado, de forma que, ao abaixar o nível da bóia, a bomba de recalque é acionada. O nível do reservatório enterrado é controlado por uma bóia mecânica simples, sendo que uma pequena alteração na bóia promove a alimentação de todo o sistema.

#### **- Metodologia para o levantamento de dados e análise estatística**

Os parâmetros hidráulicos foram monitorados com o objetivo de realizar o balanço de massa para a análise de qualidade da água. Foram monitoradas as vazões e concentrações de cloro na entrada e saída de cada reservatório (Figura 4.12). Em função da disponibilidade de sondas de medição de cloro livre, uma única sonda de monitoramento foi instalada entre a saída do RE e a entrada do REL, e a diferença de concentrações entre estes pontos foi avaliada por uma série de medições pontuais pelo método DPD colorimétrico, realizadas em diferentes períodos ao longo de três dias.

A vazão de saída do reservatório elevado corresponde ao consumo dos habitantes do edifício residencial. Ainda, foi monitorado o nível de água no reservatório elevado, bem como

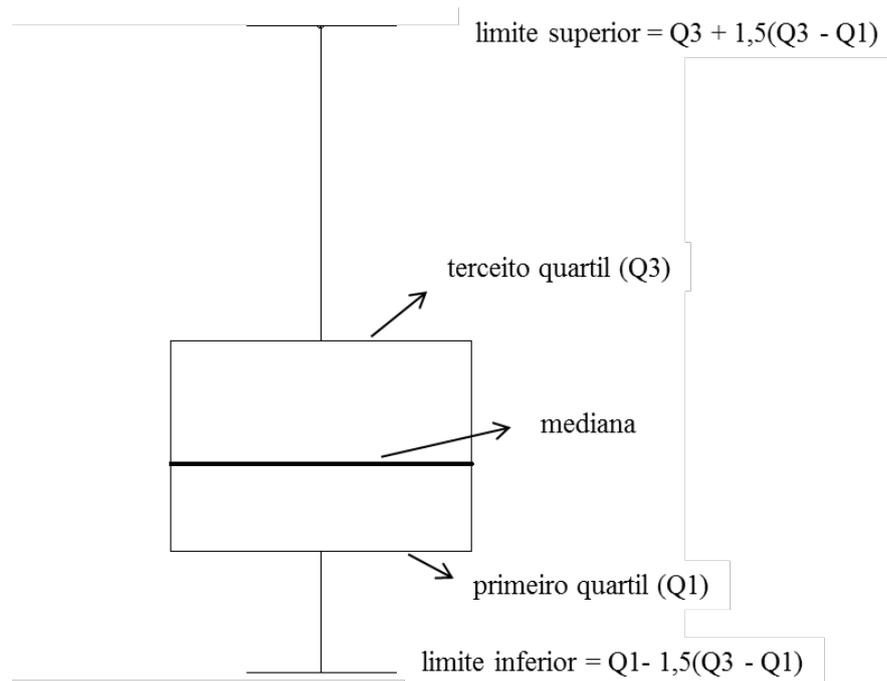
os períodos de operação da bomba. Todos os dados foram registrados a cada 01 minuto durante aproximadamente uma semana.



**FIGURA 4.12. Esquema de localização dos equipamentos de medição no sistema hidráulico da edificação.**

Através dos dados obtidos com o levantamento em campo, foi determinada a variação do tempo de detenção hidráulica (TDH ou idade da água) teórico calculado por meio da eq. (3.19) de Lansley & Boulos (2005) apresentada no ítem 3.4.3 do capítulo 3, para ambos os reservatórios. O objetivo de se obter o comportamento do TDH consiste em comparar seus valores com o TDH a ser obtido pelo modelo matemático desenvolvido para os reservatórios prediais.

Foi utilizada estatística descritiva para organização dos dados e obtenção de informações hidráulicas básicas, com o auxílio do diagrama de caixa e linha (*box-plot*) conforme a Figura 4.13, onde  $Q1$  é o número que deixa 25% das observações abaixo e 75% acima, enquanto  $Q3$  deixa 75% das observações abaixo e 25% acima de seu valor. Os dados de concentração de cloro residual livre foram submetidos ao teste de distribuição normal, e posterior realização de teste de hipóteses (teste T caso os dados sigam uma distribuição normal, e teste não-paramétrico de Wilcoxon-Mann-Whitney, caso contrário) para avaliar se há diferença entre as concentrações de cloro em cada ponto monitorado.



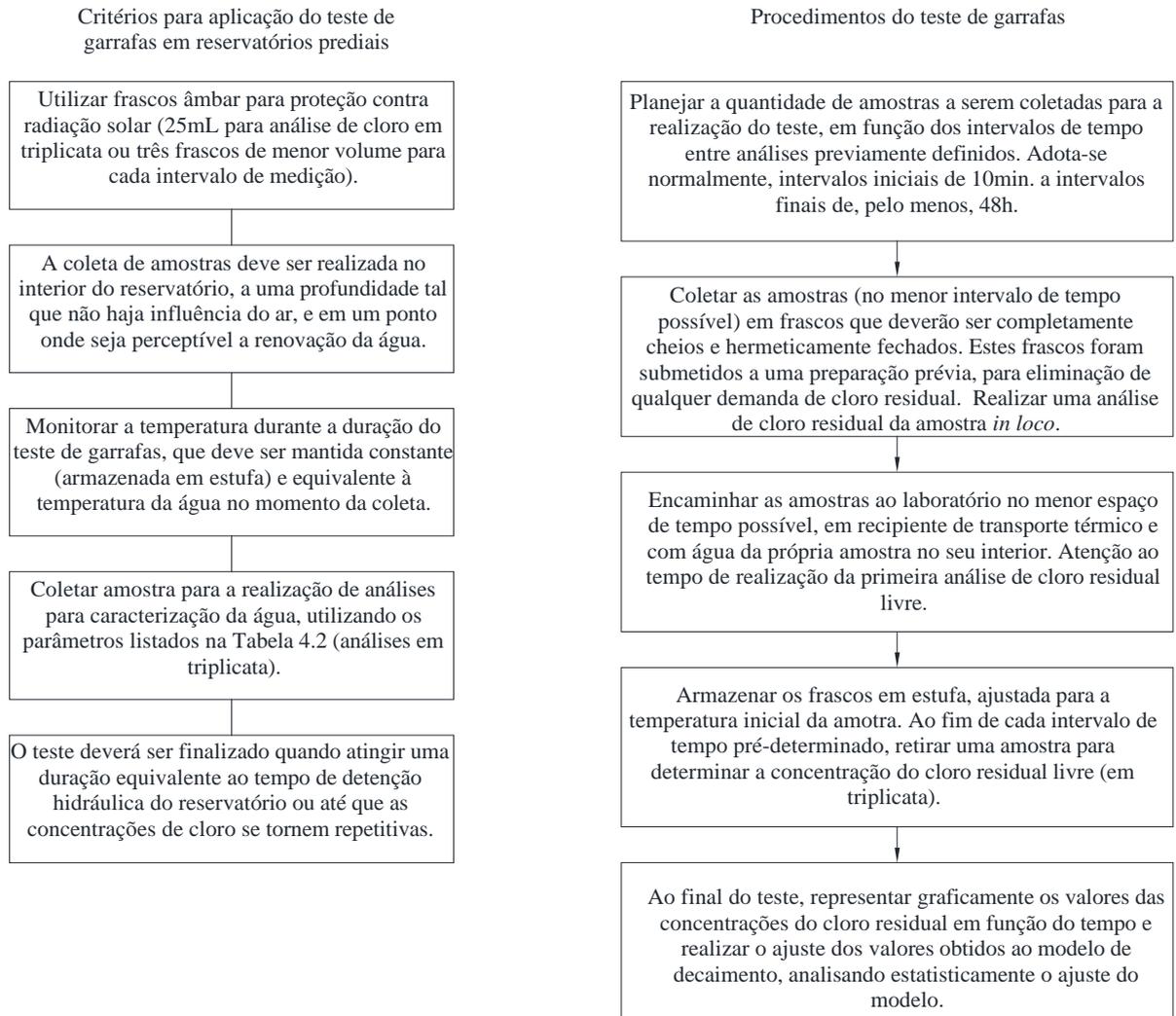
**FIGURA 4.13. Modelo de diagrama de caixa e linha (box-plot).**

#### **4.3. Determinação da constante de decaimento de cloro devido ao corpo do escoamento ( $k_b$ ) no interior de um reservatório predial**

O modelo de qualidade da água em reservatórios prediais desenvolvido no presente trabalho é composto pela associação de um modelo de mistura e do decaimento do cloro livre no interior do reservatório. Assim, com o objetivo de determinar o modelo que melhor descreve o decaimento de cloro livre no interior do reservatório predial decorrente das reações com o corpo do escoamento, foi realizado o teste de garrafas (*bottle test*), o qual é comumente adotado em diversas pesquisas (Boulos *et al.*, 1996; Vasconcelos *et al.*, 1997; Powell *et al.*, 2000b; Pierezan, 2009).

##### **- Metodologia e análise estatística:**

A realização do teste envolveu a medição do desaparecimento do cloro residual livre ao longo do tempo, em um conjunto de amostras de água retiradas simultaneamente e pontualmente do interior do reservatório predial. A metodologia para aplicação do teste de garrafas no reservatório predial seguiu as considerações apontadas na Figura 4.14. Os dados obtidos durante o experimento estão apresentados na Tabela B1 do Apêndice B deste trabalho.



**FIGURA 4.14. Metodologia para aplicação do teste de garrafas em reservatórios prediais e procedimento.**

As análises realizadas durante o teste estão listadas na Tabela 4.2, e seguiram as recomendações do *Standard Method for Examination of Water and Wastewater* (APHA, 2012).

Após a conclusão do teste, a concentração do constituinte ao longo do tempo de duração do experimento, foi utilizada para estimar a ordem da reação e o coeficiente de decaimento. O método de plotagem gráfica conhecido como método integral (Lansley & Boulos, 2005) foi utilizado para examinar o ajuste dos dados aos modelos de primeira ordem e de segunda ordem com um reagente apresentados na Tabela 3.4 do item 3.3.1. do capítulo anterior.

A determinação dos parâmetros para cada modelo foi realizada utilizando método de otimização numérica, pela minimização da soma dos erros quadráticos, com o auxílio da

ferramenta Solver do *Excel for Windows*<sup>®</sup>, na qual é adotado o método *Generalized Reduced Gradient (GRG2) nonlinear optimization code* (LASDON, 1980).

**TABELA 4.2. Parâmetros de qualidade da água analisados.**

| Ordem   | Unidade                             | Método   | Equipamento  |
|---|-------------------------------------|--|--|
| Absorbância de radiação ultravioleta no comprimento de onda de 254nm (UVA <sub>254</sub> )                          | cm <sup>-1</sup>                    | -  | Spectrum Goldlab 53 UV-VIS Spectrophotometer com cubeta de quartzo de 1cm          |
| Absorbância específica de radiação ultravioleta no comprimento de onda de 254nm (SUVA <sub>254</sub> ) <sup>*</sup> | L.mg <sup>-1</sup> .m <sup>-1</sup> | -  | -  |
| Carbono orgânico dissolvido (COD)   | mg.L <sup>-1</sup>                  | Oxidação por combustão catalítica                  | TOC-V CPN Shumadzu   |
| Cloro residual livre  | mgCl <sub>2</sub> .L <sup>-1</sup>  | Colorimétrico, DPD (N,N-dietil-p-fenileno diamina) | espectofotômetro portátil da marca HACH (Pocket Colorimeter II – analysis systems) |
| Condutividade   | μS.cm <sup>-1</sup>                 | Amperométrico                                      | Condutivímetro Senion 5, HACH  |
| pH  | -                                   | Potenciométrico                                    | pHmetro MS Tecnopon Instrumentação   |

\* Absorbância de radiação ultravioleta no comprimento de onda de 254nm (expressa em m<sup>-1</sup>) dividida pelo carbono orgânico dissolvido.

Finalmente, foi realizada uma análise de resíduos, que inclui o teste de normalidade do resíduo (Kolmogorov-Smirnov) e a análise de variância do resíduo da regressão. Adotou-se o modelo que apresentou o menor EMQ e o R<sup>2</sup> mais próximo da unidade, concluindo-se que tal modelo é capaz de explicar a maior parcela dos dados observados.

#### 4.4. Desenvolvimento dos modelos matemáticos de qualidade da água para reservatórios prediais

Inicialmente, os modelos ideais de mistura já anteriormente utilizados em reservatórios de abastecimento foram testados para os reservatórios prediais, porém, adaptados de modo a incluir o termo de decaimento de cloro, adotado conforme descrito no ítem 4.3, e com a adoção de fluxos simultâneos de entrada e saída de água, ao invés de fluxos cíclicos (de enchimento e esvaziamento) já desenvolvidos para grandes reservatórios do

sistema de distribuição de água. São eles: modelo de mistura completa e modelo de fluxo pistão (primeiro que entra – primeiro que sai, e primeiro que entra – último que sai), e estão descritos a seguir.

#### **4.4.1. Modelo de reservatório com mistura completa e decaimento de cloro**

O modelo de mistura completa foi baseado no princípio de conservação da massa (eq. 3.15) e nas eq. (3.17 e 3.18) desenvolvidas por Grayman *et al.* (1996) para descrever a mistura e o comportamento de um constituinte conservativo. Neste trabalho, a equação do modelo de mistura completa foi adaptada para descrever o comportamento do cloro residual livre nos reservatórios prediais. Considerou-se a ocorrência de vazões de entrada e saída simultâneas, volume variável no tempo e decaimento de cloro obtido conforme o item 4.3. Foi adotado o método de diferenciação numérica central para a concentração de cloro na saída do reservatório em cada intervalo de tempo. A equação está apresentada no item 5.4 do capítulo 5.

Ainda para este modelo, foi descrita a equação para o cálculo da idade da água ( $\tau$ ) no reservatório considerando o balanço de massa para um constituinte de crescimento de ordem zero, sendo que na reação de ordem zero,  $n_c = 0$ , e portanto  $r(C) = k$ , e representando a idade da água,  $k = 1$  [T.L<sup>-3</sup>.T<sup>-1</sup>] (Rossman, 2000; Lansley & Boulos, 2005) e a idade inicial da água ( $\tau_m^i$ ) que entra no reservatório é zero. A equação também foi apresentada no item 5.4 do capítulo 5. Para este trabalho a idade da água tem o mesmo significado do tempo de detenção hidráulico do reservatório, que será comparada ao TDH determinado através da eq. (3.19), conforme Lansley & Boulos (2005).

#### **4.4.2. Modelo de reservatório em fluxo pistão e decaimento de cloro**

Os modelos ideais de fluxo pistão do tipo “primeiro que entra – primeiro que sai” (FIFO) e “primeiro que entra – último que sai” (LIFO) também foram testados neste trabalho. Estes modelos possuem uma formulação bastante simples, e foi adotada conforme Lansley & Boulos (2005).

Matematicamente, o reservatório é dividido em séries semi-infinitas de compartimentos. O fluxo de entrada a cada intervalo de tempo estabelecido (a cada passo) e o deslocamento dos compartimentos podem ser representados por (eq. 4.2):

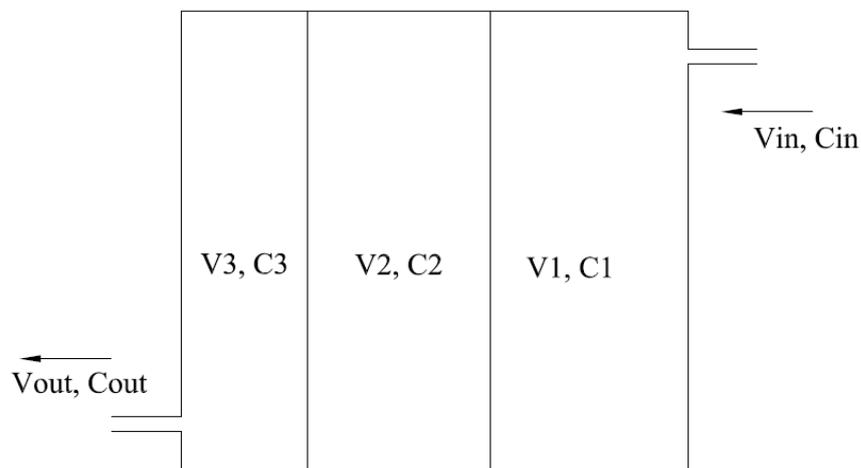
$$C_i \rightarrow C_{i+1}, V_i \rightarrow V_{i+1} \quad 4.2$$

onde  $C_i$  é a concentração no compartimento  $i$ , e  $i+1$  indica a adição de um compartimento. Lembrando que, a cada passo, considera-se o decaimento de cloro obtido conforme o item 4.3. Embora a concentrações não se alterem em nenhum compartimento devido à mistura, cada compartimento é movido para mais distante da entrada quando indicado como  $i+1$  do que quando indicado como  $i$ . O novo compartimento então é descrito como (eq. 4.3):

$$C_1 = C_{in}; V_1 = Q_{in} t \quad 4.3$$

Para fluxos deixando o tanque para um determinado passo, a remoção dos compartimentos deve ser verificada com relação ao volume total que está deixando o tanque, conforme a eq. (4.4), considerando os volumes em ordem decrescente de volume, de acordo com a Figura 4.15.

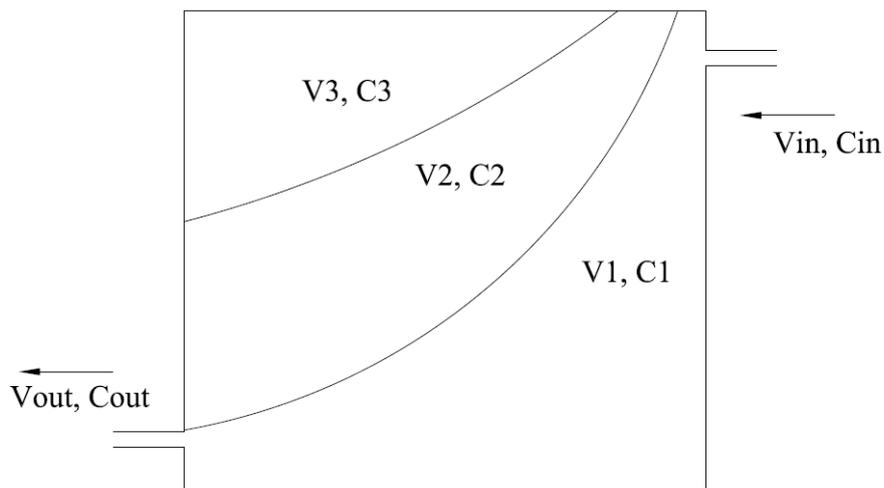
$$\sum V_i \geq Q_{out} t \quad 4.4$$



**FIGURA 4.15. Modelo FIFO (fluxo pistão).**

A concentração de saída consiste na média das concentrações dos compartimentos que atendam o volume total de saída do reservatório naquele determinado passo, considerando o decaimento proporcional à quantidade de passos de cada compartimento.

Para o próximo passo, os demais compartimentos são então movidos de  $n$  posições, onde  $n$  corresponde ao número de compartimentos que deixaram o reservatório. Já o modelo LIFO foi adotado conforme mostra a Figura 4.16, onde é considerado o surgimento de um caminho preferencial provocado pela vazão de saída, cujo dispositivo não se encontra suficientemente distante do dispositivo de entrada.



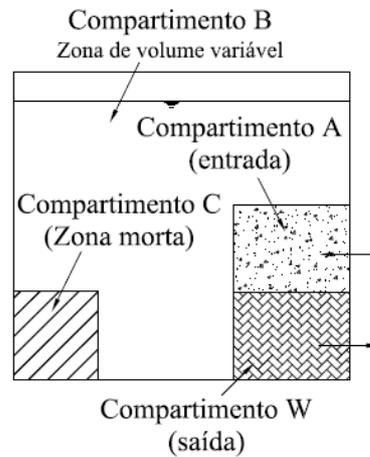
**FIGURA 4.16. Modelo LIFO (fluxo pistão).**

Esperou-se que este modelo não representasse a condição de reservatórios prediais, uma vez que é mais apropriado para os reservatórios do sistema de distribuição que possuem um único dispositivo de entrada e saída, operando em ciclos de enchimento e esvaziamento. No entanto, como é bastante avaliado nas pesquisas relacionadas a este tópico, este modelo também foi adotado para avaliação.

A diferença na formulação do modelo LIFO em relação ao modelo FIFO consiste na retirada dos volumes que satisfazem a equação (4.4), os quais são considerados em ordem crescente de índice, de forma que os compartimentos que adentraram o reservatório mais recentemente deixarão o reservatório primeiro. A idade da água nos modelos de fluxo pistão foi considerada por meio dos passos adotados, que controlam as parcelas de volume de água que adentram e deixam o reservatório.

#### 4.4.3. Metodologia para o desenvolvimento dos modelos de três e de quatro compartimentos

No presente trabalho foram desenvolvidos dois modelos, sendo um de três compartimentos e outro modelo de quatro compartimentos baseados no modelo compartimentado descrito por Grayman *et al.* (1996) que considera compartimentos ideais de mistura completa no interior de um reservatório (zonas onde são considerados diferentes comportamentos), e com interações entre si, conforme a Figura 4.17, sendo descrito pelas eq. (4.5) à (4.10).



**FIGURA 4.17. Modelo compartimentado de Grayman *et al.* (1996).**

$$V_{\text{tot}}^t = V_A + V_C + V_W + V_B^t \quad 4.5$$

$$V_B^{t+1} = V_B^t + [dt \cdot (Q_{\text{in}}^t - Q_{\text{out}}^t)] \quad 4.6$$

$$CA^t = \frac{\{(CA^t \cdot VA) + (C_{\text{in}}^t \cdot Q_{\text{in}}^t \cdot dt) - [(CA^t + CA^{t+1}) \cdot Q_{\text{in}}^t \cdot dt/2] - [(CA^t + CA^{t+1}) \cdot Q_{\text{AW}} \cdot dt/2]\}}{VA} + \left\{ \frac{[(CW^t + CW^{t+1}) \cdot Q_{\text{AW}} \cdot dt/2]}{VA} \right\} \quad 4.7$$

$$CW^t = \frac{\{(CW^t \cdot VW) + [(CB^t + CB^{t+1}) \cdot Q_{\text{out}}^t \cdot dt/2] + [(CA^t + CA^{t+1}) \cdot Q_{\text{AW}} \cdot dt/2]\}}{VW} - \frac{\{[(CW^t + CW^{t+1}) \cdot Q_{\text{AW}} \cdot dt/2] - [(CW^t + CW^{t+1}) \cdot Q_{\text{out}}^t \cdot dt/2]\}}{VW} \quad 4.8$$

$$CB^t = \frac{\{(CB^t \cdot VB^t) + [(CA^t + CA^{t+1}) \cdot Q_{\text{in}}^t \cdot dt/2] + [(CC^t + CC^{t+1}) \cdot Q_{\text{BC}} \cdot dt/2]\}}{VB^{t+1}} - \frac{\{[(CB^t + CB^{t+1}) \cdot Q_{\text{BC}} \cdot dt/2] - [(CB^t + CB^{t+1}) \cdot Q_{\text{out}}^t \cdot dt/2]\}}{VB^{t+1}} \quad 4.9$$

$$CC^t = \frac{\{(CC^t \cdot VC) + [(CB^t + CB^{t+1}) \cdot QBC \cdot dt/2] - [(CC^t + CC^{t+1}) \cdot QBC \cdot dt/2]\}}{VC} \quad 4.10$$

Os modelos desenvolvidos neste trabalho consideram o comportamento de fluxo e dimensões aplicadas a reservatórios prediais, além da incorporação do termo de decaimento de cloro conforme o item 4.3. Também foram previstas diferentes interações entre os compartimentos de forma a representar zonas de diferentes misturas e TDH no interior do reservatório predial.

O volume de cada compartimento fixo dos modelos compartimentados foram determinados com base na simulação de fluidodinâmica computacional (CFD) realizada para reservatórios prediais em edifícios, em suas configurações mais comuns conforme descrito no próximo sub-ítem.

Todos os modelos foram integrados utilizando o método de discretização de dados (adotando intervalos de 1 minuto). Para cada intervalo de tempo (passo), foi utilizado o método de diferenciação numérica central para a concentração de cloro na saída do reservatório e na saída de cada compartimento.

Para cada modelo foi desenvolvida uma equação para determinação da idade da água, composta pelo termo de cinética de ordem zero de decaimento (Lansey & Boulos, 2005) e pelos modelos de mistura a fim de se obter uma curva de comportamento do TDH ao longo do tempo. Foi utilizada linguagem de programação C++ para a simulação dos modelos (Apêndice C).

#### **- Modelagem utilizando fluidodinâmica computacional:**

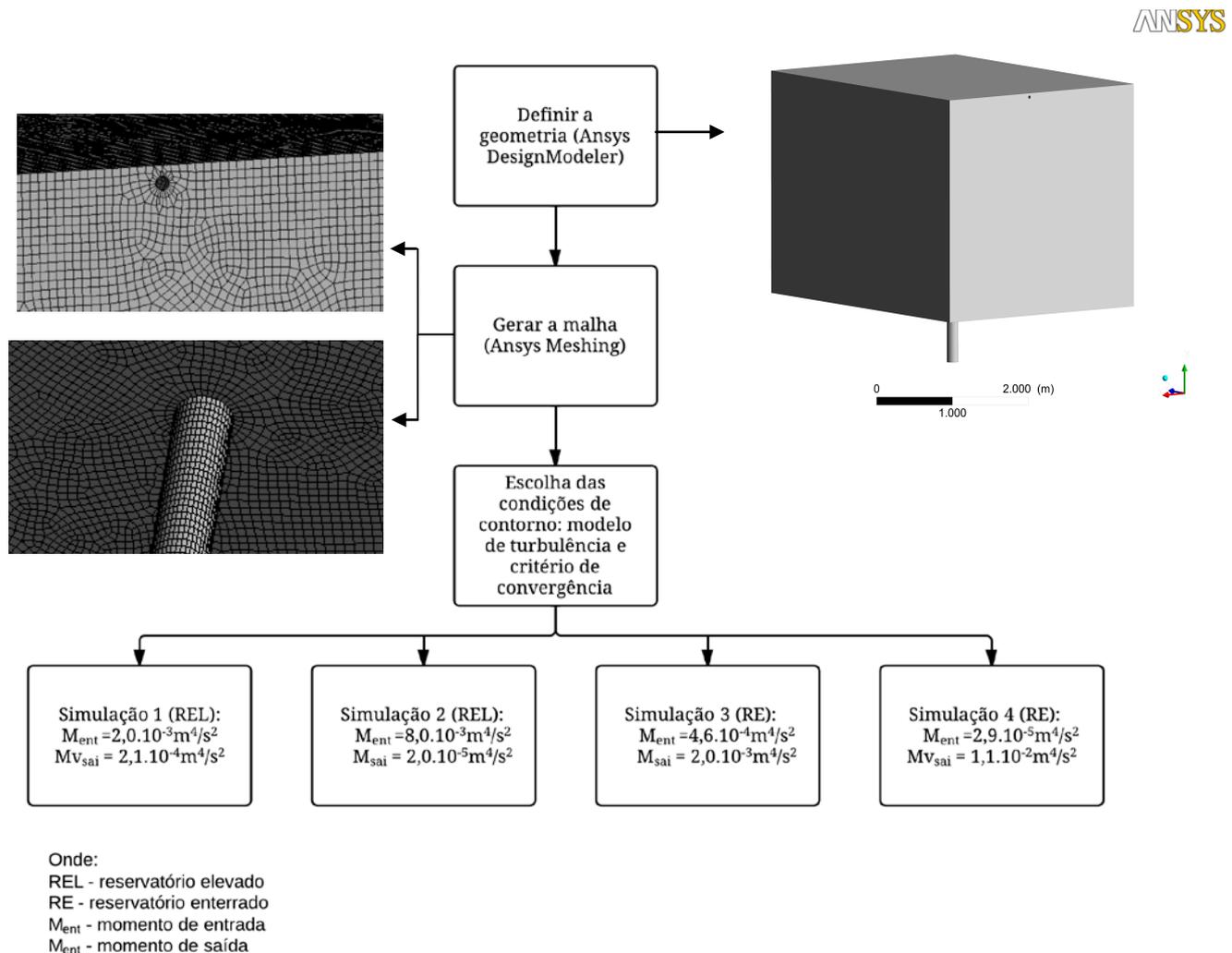
A modelagem utilizando a fluidodinâmica computacional (CFD) (modelo hidrodinâmico) foi adotada para a definição dos volumes fixos para cada compartimento a ser aplicado nos modelos compartimentados de qualidade da água (modelos matemáticos) para reservatórios prediais.

Embora a modelagem CFD permita um entendimento mais representativo da realidade do comportamento do fluido no interior de reservatórios, esta ferramenta ainda não é aplicada usualmente no desenvolvimento de projetos, sendo mais aplicada na área de pesquisa (Marek *et al.*, 2007), uma vez que depende de longos tempos de simulação em função do nível de detalhamento do modelo. Como este trabalho visa propor um modelo capaz de ser adotado na fase de projetos de instalações hidráulicas prediais como ferramenta de análise da qualidade

da água potável fornecida ao consumidor final, utilizou-se o CFD como embasamento para elevar a qualidade do modelo matemático sistêmico de qualidade da água.

Foram realizadas simulações de diferentes cenários de reservatórios enterrados e elevados, com diferentes momentos de entrada e saída, utilizando uma geometria retangular, similar ao reservatório superior (REL) descrito no ítem 4.2. A Figura 4.18 apresenta o fluxograma adotado para aplicação do CFD neste trabalho.

Os valores dos momentos de entrada e saída foram obtidos através do dimensionamento de reservatórios representando edifícios com 50 moradores (prédio de 3 andares com 4 apartamentos por andar), até edifícios com 530 moradores (prédio de 22 andares com 6 apartamentos por andar), considerando 4 moradores por apartamento. Para o reservatório enterrado foi considerada entrada de água controlada por chave de nível do tipo pêra (bóia) e saída controlada por uma bomba que abastece o reservatório elevado, cuja saída refere-se ao consumo de água da edificação.



**FIGURA 4.18. Fluxograma de aplicação do CFD em reservatório predial.**

O número de elementos da malha do reservatório foi igual a 1.846.909, sendo recomendada como adequada uma malha de aproximadamente  $1 \times 10^6$  elementos (Ansys Inc., 2009). O modelo de turbulência utilizado foi o k-epsilon. Este modelo tem sido implementado na maioria dos códigos gerais de CFD e é considerado como sendo o modelo padrão para a indústria, e tem se provado estável e numericamente robusto tendo um regime de predição estabelecido (Ansys Inc., 2009). O critério de convergência adotado consistiu na raiz quadrada do erro médio quadrático igual a  $10^{-5}$ .

Assim, foram realizadas quatro diferentes simulações em regime permanente, tendo como condição de início a ausência de fluxo de água entrando e/ou saindo do reservatório. Em seguida, os resultados das simulações em regime permanente foram aplicados como condição de início para as simulações transientes.

A estimativa dos parâmetros para os modelos de três e de quatro compartimentos consistiu em definir os volumes fixos de cada compartimento com base na velocidade de entrada do reservatório predial, a partir das informações obtidas com os resultados das simulações CFD, em relação às zonas de velocidades criadas no interior dos reservatórios.

#### **- Validação dos modelos escolhidos com base na experimentação real em campo**

Após o desenvolvimento e programação dos modelos de qualidade para reservatórios prediais, os dados obtidos em cada modelo foram comparados aos dados experimentais de concentração de cloro monitorados conforme o item 4.2, para os reservatórios prediais enterrado e elevado.

Para a avaliação dos modelos, adotou-se o coeficiente de determinação e foi realizado o teste  $F$  estatístico para avaliar o ajuste do modelo, sendo considerado entre as melhores medidas de desempenho de modelos (Willmott, 1982). Ainda, os resíduos dos modelos foram avaliados graficamente e testados quanto à distribuição normal (Kolmogorov-Smirnov), e foi realizado o teste de hipóteses para comparação entre os dados observados e estimados, da mesma forma que descrito no item 4.3.

## 5. RESULTADOS E DISCUSSÕES

Conforme descrito no capítulo anterior, os resultados obtidos no presente trabalho foram referentes à (ao):

- a) funcionamento e definição de parâmetros operacionais das sondas de medição contínua de cloro livre para obtenção de dados experimentais;
- b) monitoramento contínuo de dois reservatórios prediais de um edifício que representam as mais frequentes configurações destas unidades no Brasil para posterior validação do modelo de qualidade da água (estudo de caso);
- c) teste de decaimento de cloro residual livre com água tratada presente no interior de um reservatório a fim de se obter a ordem de reação e a constante de decaimento, representando as transformações com o cloro no corpo do escoamento. A constante de decaimento e a ordem de reação definidas foram utilizadas nos modelos de qualidade da água;
- d) desenvolvimento dos modelos compartimentados (três e quatro compartimentos) para aplicação nos reservatórios prediais;
- e) simulação CFD dos reservatórios enterrado e elevado para a estimativa dos parâmetros adotados nos modelos compartimentados;
- f) validação do modelo que melhor se ajustou aos dados observados nos reservatórios prediais monitorados em campo.

O modelo que melhor representou os reservatórios prediais foi indicado como ferramenta de auxílio em projetos de reservatórios prediais sob condições similares, visando à proteção da qualidade da água potável no ponto de utilização do consumidor final.

### 5.1. Avaliação de tecnologias de monitoramento contínuo

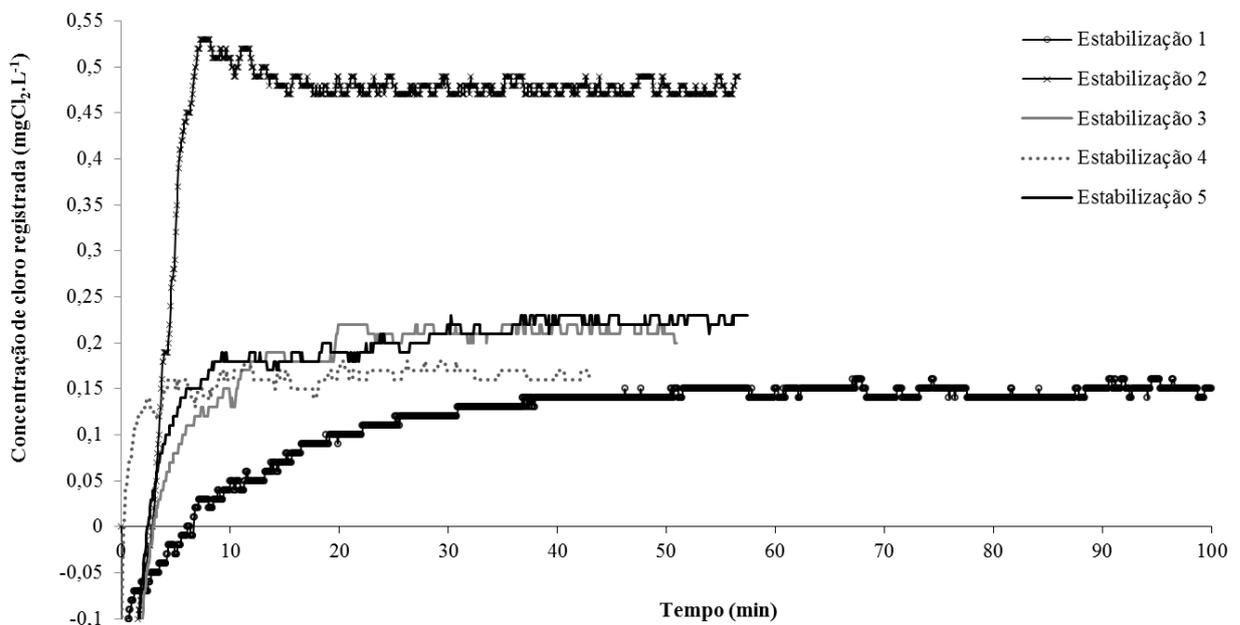
Os resultados dos testes efetuados com o objetivo de entender o funcionamento das sondas de monitoramento contínuo de cloro residual livre, utilizadas na obtenção dos dados experimentais para aplicação e validação dos modelos de qualidade da água em reservatórios prediais são apresentadas a seguir.

### 5.1.1. Testes preliminares com a sonda multiparâmetro 600DW-B

Os testes realizados com a sonda multiparâmetro objetivaram avaliar a estabilização das medições de cloro (teste 1a), e verificar a possibilidade de se monitorar o cloro em fluxo intermitente de água, e com isto drenar menor volume de água do sistema para a realização do monitoramento (teste 2a). Os resultados são discutidos a seguir.

#### Teste 1a: Avaliação da estabilização da medição do sensor

A Figura 5.1 apresenta as concentrações de cloro residual livre em função do tempo para diferentes amostras de água potável em edificações, representando os inícios de operação da sonda modelo 600DW-B para cada caso.



**FIGURA 5.1. Tempo de estabilização da sonda, em sua primeira utilização.**

O tempo de estabilização da sonda encontrado em cada teste significa o tempo que o sensor levou para realizar leituras com pequena variação de valores de concentração de cloro livre (pequena amplitude). A variação de referência para teste foi de  $0,02 \text{ mgCl}_2 \cdot \text{L}^{-1}$ , equivalente à sensibilidade do método pontual de determinação de cloro livre.

A estabilização foi confirmada pela análise de dispersão, na qual a amplitude foi igual a  $0,02$ , compatível com a sensibilidade do método de calibração da sonda, as amostras apresentaram variância pequena e baixo desvio padrão.

Os dados obtidos com o teste estão dispostos na Tabela 5.1, na qual pode-se notar o tempo de estabilização em que a sonda atingiu uma amplitude de 0,02, em cada amostragem.

**TABELA 5.1. Testes de tempo de estabilização da sonda multiparâmetro.**

| Parâmetros                          | Estabilização 1             | Estabilização 2 | Estabilização 3 | Estabilização 4 | Estabilização 5 |
|-------------------------------------|-----------------------------|-----------------|-----------------|-----------------|-----------------|
| <b>Variação de Temperatura (°C)</b> | 29,3 a 29,5                 | 22,5 a 23,3     | 28,8 a 29,0     | 28,8 a 29,0     | 22,5 a 23,3     |
| <b>Variação de pH</b>               | 7,28 a 7,35                 | 6,55 a 6,61     | 7,02 a 7,10     | 7,02 a 7,10     | 6,55 a 6,61     |
| <b>Tempo de estabilização (min)</b> | 38                          | 13,5            | 19,7            | 18,1            | 28,7            |
|                                     | <b>Análise de dispersão</b> |                 |                 |                 |                 |
| <b>Média</b>                        | 0,15                        | 0,48            | 0,21            | 0,17            | 0,22            |
| <b>Mediana</b>                      | 0,15                        | 0,48            | 0,21            | 0,17            | 0,22            |
| <b>Desvio padrão</b>                | 0,01                        | 0,01            | 0,01            | 0,01            | 0,01            |
| <b>Variância</b>                    | 0,00003                     | 0,00005         | 0,00004         | 0,00004         | 0,00006         |
| <b>Amplitude</b>                    | 0,02                        | 0,02            | 0,02            | 0,02            | 0,02            |
| <b>Grau de dispersão (%)</b>        | 4,02                        | 1,52            | 2,86            | 3,53            | 3,39            |
| <b>Tamanho da amostra</b>           | 776                         | 649             | 469             | 373             | 437             |

Como pode ser observado, o maior tempo de estabilização da sonda foi de 38 minutos, e o menor tempo foi de 13,5 minutos. O teste de estabilização 2 foi realizado no mesmo dia em que foi realizado o teste 1 (intervalo de 3h). Os demais testes foram realizados com 24h de intervalo.

O resultado do teste de estabilização 2 sugeriu que quando a sonda é mantida inoperante por curtos períodos de tempo, a sua estabilização ocorre mais rapidamente. No entanto, os demais testes que tiveram um intervalo fixo sem operação da sonda (24h), apresentaram tempos de estabilização maiores e diferentes entre si.

A matriz de correlação de Spearman elaborada para avaliar a correlação entre o tempo de estabilização, o intervalo que a sonda permaneceu sem operação e o tamanho da amostra (Tabela 5.2) não sugeriu forte correlação entre estes parâmetros.

Como resultado do teste, assumiu-se para o início do monitoramento contínuo: tempo de estabilização mínimo de 40 minutos, e a amplitude dos dados igual a 0,02, para posterior realização da calibração da sonda.

**TABELA 5.2. Matriz de correlação para análise do tempo de estabilização da sonda.**

| <b>Matriz de Correlação:<br/>Pearson</b> | <b>Tempo de estabilização</b> | <b>Tamanho da amostra</b> | <b>Intervalo de medição</b> |
|--|-------------------------------|---------------------------|-----------------------------|
| <b>Tempo de estabilização</b>            | 1                             | 0,30                      | 0,70                        |
| <b>Tamanho da amostra</b>                | 0,30                          | 1                         | -0,35                       |
| <b>Intervalo de medição</b>              | 0,70                          | -0,35                     | 1                           |
| <b>Matriz de P-valores</b>               |                               |                           |                             |
| <b>Tempo de estabilização</b>            | 1                             | 0,68                      | 0,18                        |
| <b>Tamanho da amostra</b>                | 0,68                          | 1                         | 0,56                        |
| <b>Intervalo de medição</b>              | 0,18                          | 0,56                      | 1                           |

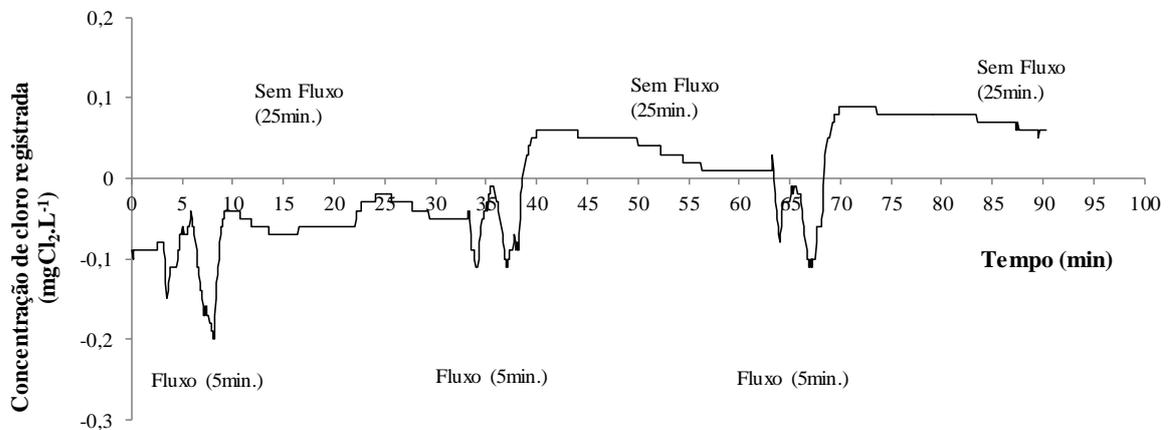
Algumas observações também foram possíveis durante a operação com a sonda. A conexão da sonda a um computador, bem como o armazenamento de dados são procedimentos simples e facilmente realizados em campo. O processo de calibração recomendado pelo fabricante é rápido, e a autonomia da sonda é elevada. No entanto, as leituras da sonda são desestabilizadas facilmente se houver presença de bolhas provenientes da rede de abastecimento na célula de fluxo, o que ocorreu em um determinado momento da operação da sonda (Figura 5.2).

**FIGURA 5.2. Bolhas de ar presentes na célula de fluxo (sonda multiparâmetro).**

### **Teste 2a: Avaliação de resposta à intermitência de fluxo**

A Figura 5.3 apresenta o resultado do teste realizado com o fluxo de água através da célula da sonda de cloro, interrompido por meio de solenoide, por períodos de 25 minutos (caracterizando ausência de fluxo pela sonda), e acionado (ligando-se o fluxo) durante 5 minutos entre cada período. Ressalta-se que antes do início do teste, a sonda foi estabilizada e calibrada (constante de calibração igual a 1,2581). Os valores de pH variaram entre 7,16 e

7,20, a temperatura variou entre 28,5 e 28,8°C e a concentração real de cloro foi  $0,35\text{mgCl}_2\cdot\text{L}^{-1} \pm 0,01$ , considerada igual à leitura da sonda a um nível de 95% de confiança, conforme o teste não-paramétrico de Wilcoxon-Mann-Whitney para comparação de amostras.



**FIGURA 5.3. Teste com interrupção de fluxo através da célula, por 25 minutos.**

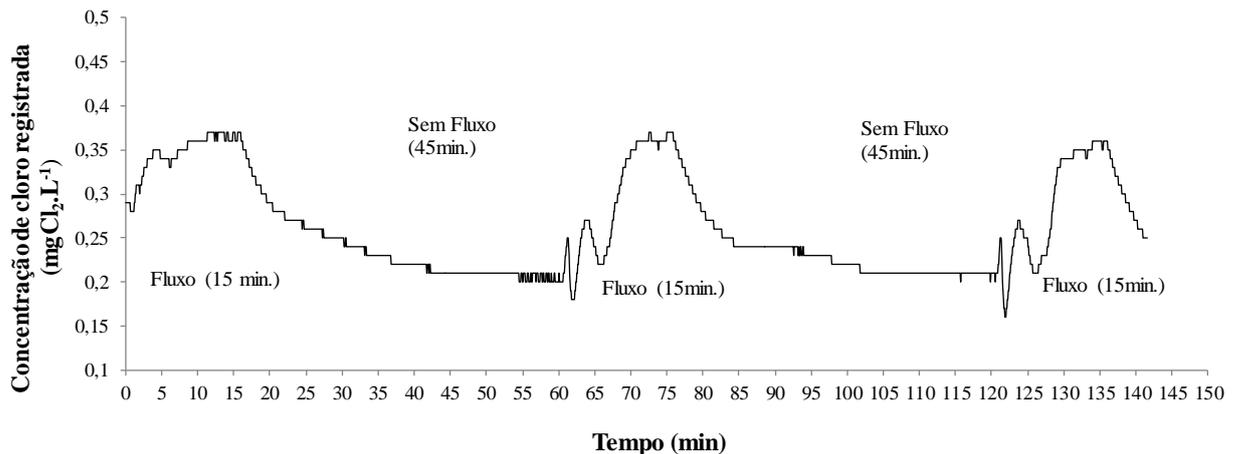
Pode ser observado pela Figura 5.3, que o tempo de duração do fluxo através da sonda de cloro (5 minutos) não se mostrou suficiente para que o sensor de cloro se estabilizasse em um determinado valor, e durante os 25 minutos de interrupção de fluxo as concentrações decresciam, atingindo valores negativos, o que confirmou que não havia medição da concentração de cloro na água na ausência de fluxo através da sonda.

A Tabela 5.3 apresenta a análise de dispersão dos dados obtidos durante cada intervalo com o fluxo de água passando pelo sensor de cloro livre. Nota-se valores médios de cloro livre que não representaram a realidade (concentração real igual a  $0,35\text{mgCl}_2\cdot\text{L}^{-1} \pm 0,01$ ), a amplitude foi maior que 0,02 e o grau de dispersão foi elevado para os três períodos analisados. Ainda, cada grupo de amostras se mostrou diferente a um nível de confiança de 95% dos valores reais de concentração de cloro, segundo o teste não-paramétrico de Wilcoxon-Mann-Whitney para comparação de amostras.

**TABELA 5.3. Análise de dispersão para o teste 2a, com fluxo de 5 minutos.**

| Análise da dispersão  | Períodos de fluxo monitorado durante o teste (tempo acumulado) |                 |                 |
|-----------------------|--|-----------------|-----------------|
|                       | 25 a 30 minutos  | 55 a 60 minutos | 85 a 90 minutos |
| Média                 | -0,09  | -0,06           | -0,01           |
| Mediana               | -0,09  | -0,05           | 0,01            |
| Desvio padrão         | 0,02   | 0,02            | 0,03            |
| Variância             | 0,00   | 0,00            | 0,00            |
| Amplitude             | 0,09   | 0,07            | 0,11            |
| Grau de dispersão (%) | -18  | -33             | -497            |
| Tamanho da amostra    | 76   | 76              | 76              |

Na sequência, a sonda foi deixada em operação por 1h e foi novamente calibrada (constante igual a 1,2608), para que o teste fosse repetido, aumentando-se a duração de fluxo para 15 minutos e com um intervalo sem fluxo de 45 minutos. A temperatura e o pH se mantiveram dentro da mesma faixa de valores descrita anteriormente. Os resultados estão apresentados na Figura 5.4.



**FIGURA 5.4. Teste com interrupção de fluxo através da célula, por 45 minutos.**

Como pode ser observado na Figura 5.4, da mesma forma que na Figura 5.3, quando não havia fluxo, os valores de concentrações decresciam, mas sem atingir valores negativos como ocorreu no teste anterior a intervalos de 25 minutos e fluxo de 15 minutos. Isto significa que o fluxo de 15 minutos promoveu maior estabilidade para a sonda durante as leituras de concentrações.

No entanto, observou-se que quando o fluxo retornava, havia uma oscilação de valores, que se tornaram crescentes e após cerca de 10 minutos, as leituras se estabilizavam próximas ao valor de cloro livre real observado ( $0,36 \pm 0,01 \text{mgCl}_2.\text{L}^{-1}$ ). Assim a análise de dispersão dos dados foi realizada desprezando-se 10 minutos de fluxo.

Com isto, os resultados da análise de dispersão (Tabela 5.4) demonstraram a possibilidade do uso da sonda em fluxo intermitente, apresentando baixo grau de dispersão (de 1 a 2%), e com a amplitude suficiente para considerar as leituras estáveis.

**TABELA 5.4. Análise de dispersão para o teste 2a, com fluxo de 15 minutos.**

| Análise da dispersão  | Períodos de fluxo monitorado durante o teste (tempo acumulado) |                 |                   |
|-----------------------|--|-----------------|-------------------|
|                       | 10 a 15 minutos  | 70 a 75 minutos | 130 a 135 minutos |
| Média                 | 0,37   | 0,36            | 0,35              |
| Mediana               | 0,37   | 0,36            | 0,35              |
| Desvio padrão         | 0,01   | 0,01            | 0,01              |
| Variância             | 0,00003  | 0,00003         | 0,00005           |
| Amplitude             | 0,01   | 0,02            | 0,02              |
| Grau de dispersão (%) | 1,4  | 1,4             | 2,1               |
| Tamanho da amostra    | 76   | 76              | 76                |

Assim, pode-se concluir que a operação da sonda modelo 600DW-B com fluxo intermitente é possível para a realização de medições de cloro a intervalos de 45 minutos e com fluxo de no mínimo 15 minutos, e deve ser adotado para as condições de monitoramento de água proveniente da rede de distribuição quando não for possível destinar a água drenada pelo uso da sonda.

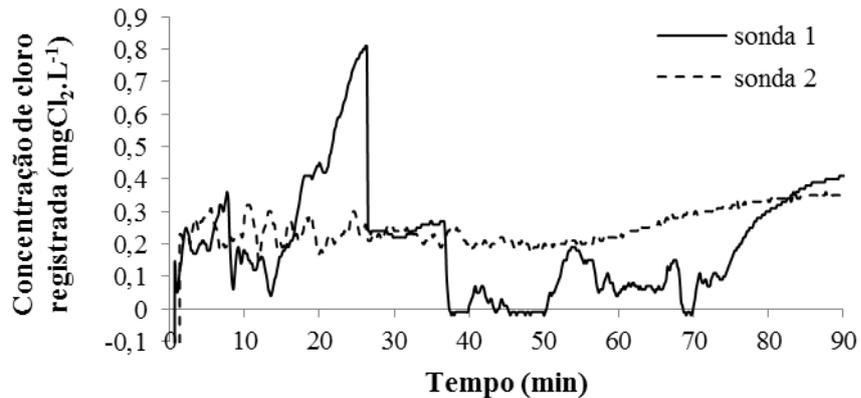
### 5.1.2. Testes preliminares com o sensor de cloro livre modelo 499ACL01

Para a utilização da sonda modelo 499ACL01 da marca *Rosemount Analytical*, foi necessário fabricar células de fluxo (apresentadas na Figura 5.5). Assim, foi realizado teste de verificação da vazão a ser adotada, bem como também foi avaliada a sua estabilidade frente à intermitências de fluxo. O tempo inicial para estabilização de medições de cloro residual livre para este modelo é curto e não foi necessário avaliá-lo.

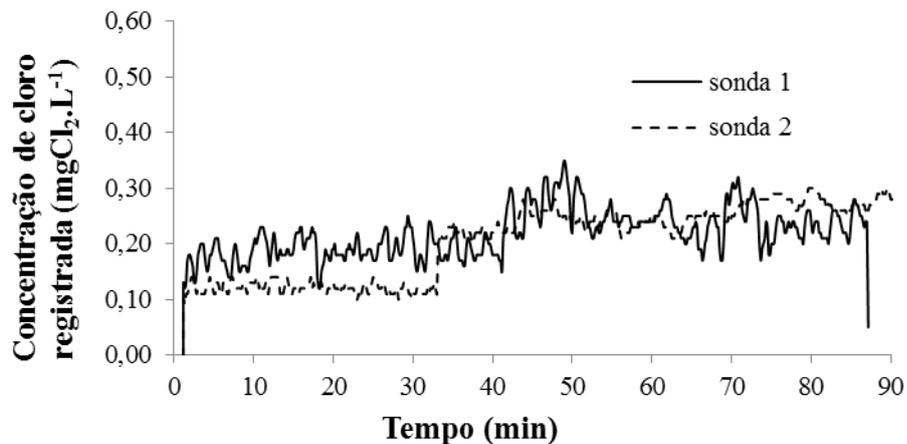
**FIGURA 5.5. Células de fluxo fabricadas para medição de cloro livre.**

### Teste 1b: Avaliação da vazão de operação do sensor de cloro livre

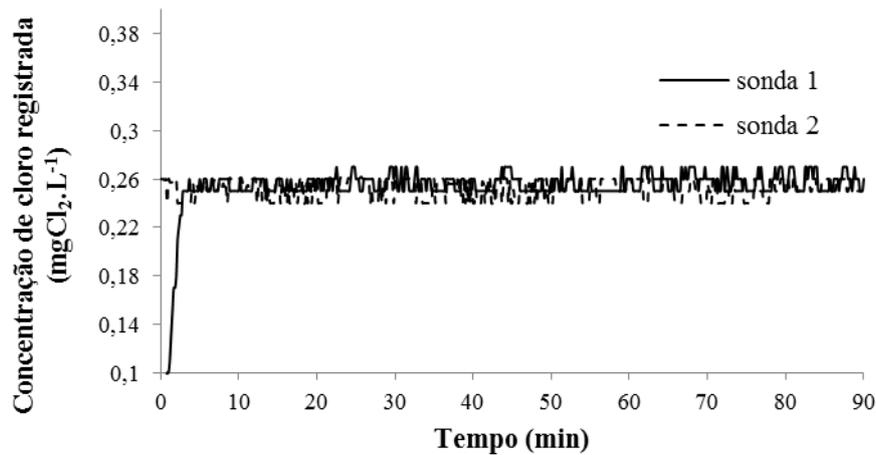
A Figura 5.6, Figura 5.7 e Figura 5.8 apresentam comportamentos das leituras de cloro livre ao longo do tempo, para as vazões de  $0,13\text{L}\cdot\text{min}^{-1}$ ,  $0,30\text{L}\cdot\text{min}^{-1}$  e  $0,5\text{L}\cdot\text{min}^{-1}$  respectivamente. Em cada vazão estabelecida, notam-se as variações das medições de cloro.



**FIGURA 5.6.** Medição de cloro livre durante a operação da sonda modelo 499ACL01 com vazão de operação de  $0,13\text{L}\cdot\text{min}^{-1}$ .



**FIGURA 5.7.** Medição de cloro livre durante a operação da sonda modelo 499ACL01 com vazão de operação de  $0,30\text{L}\cdot\text{min}^{-1}$ .



**FIGURA 5.8.** Medição de cloro livre durante a operação da sonda modelo 499ACL01 com vazão de operação de  $0,50\text{L}\cdot\text{min}^{-1}$ .

Observando-se os gráficos da Figura 5.6 a Figura 5.8, nota-se que a vazão de  $0,5\text{L}\cdot\text{min}^{-1}$  apresentou menor variação nas medições de cloro residual livre, durante a utilização da sonda com a célula de fluxo fabricada, o que foi confirmado pela análise de dispersão apresentada na Tabela 5.5.

**TABELA 5.5.** Variação dos testes com diferentes vazões para a sonda modelo 499ACL-01.

| Parâmetros  | Vazão ( $\text{L}\cdot\text{min}^{-1}$ ) |                 |                 |                 |                 |                 |
|---|--|-----------------|-----------------|-----------------|-----------------|-----------------|
|   | 0,13                                     |                 | 0,30            |                 | 0,50            |                 |
|   | Sonda 1                                  | Sonda 2         | Sonda 1         | Sonda 2         | Sonda 1         | Sonda 2         |
| Varição de Temperatura ( $^{\circ}\text{C}$ )   | 29,3 a 30,9                              |                 | 28,8 a 29,3     |                 | 27,7 a 27,9     |                 |
| Varição de pH   | 7,16 a 7,20                              |                 | 7,00 a 7,05     |                 | 7,02 a 7,10     |                 |
| Concentração real de cloro (método DPD colorimétrico) ( $\text{mgCl}_2\cdot\text{L}^{-1}$ ) | 0,25 $\pm$ 0,01                          | 0,25 $\pm$ 0,01 | 0,25 $\pm$ 0,01 | 0,25 $\pm$ 0,01 | 0,26 $\pm$ 0,01 | 0,26 $\pm$ 0,01 |
|   | <b>Análise de dispersão</b>              |                 |                 |                 |                 |                 |
| Média   | 0,22                                     | 0,34            | 0,22            | 0,22            | 0,26            | 0,25            |
| Mediana   | 0,22                                     | 0,34            | 0,22            | 0,24            | 0,26            | 0,26            |
| Desvio padrão   | 0,16                                     | 0,10            | 0,04            | 0,07            | 0,01            | 0,01            |
| Variância   | 0,0261                                   | 0,0110          | 0,0019          | 0,0049          | 0,0001          | 0,0001          |
| Amplitude   | 0,83                                     | 0,41            | 0,30            | 0,33            | 0,02            | 0,02            |
| Grau de dispersão (%)   | 74                                       | 31              | 20              | 32              | 3               | 3               |

A análise de dispersão realizada demonstra que os testes realizados para as vazões de  $0,13\text{L}\cdot\text{min}^{-1}$  e de  $0,30\text{L}\cdot\text{min}^{-1}$  apresentaram grandes amplitudes, que indicaram a não estabilidade das leituras pelas sondas de cloro, confirmada pelos valores mais elevados do

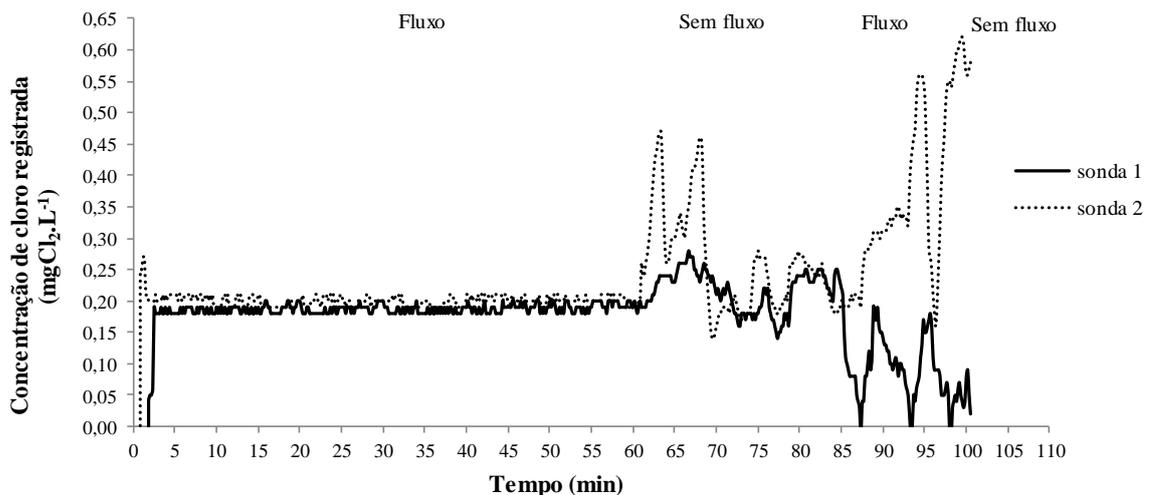
grau de dispersão da amostra e da variância dos dados, quando comparados aos testes com a maior vazão.

A concentração real de cloro durante os testes para a maior vazão ( $0,50\text{L}\cdot\text{min}^{-1}$ ) foi de  $0,26\text{mgCl}_2\cdot\text{L}^{-1} \pm 0,01$ , considerada igual à concentração de cloro livre medida pela sonda a um nível de confiança de 95% de acordo com o teste não-paramétrico de Wilcoxon-Mann-Whitney.

Desta forma, adotou-se a vazão de  $0,5\text{L}\cdot\text{min}^{-1}$  para utilização das sondas considerando a célula de fluxo fabricada para tal fim. Apesar de se adotar para esta sonda, a correção automática de pH, nota-se pelos testes preliminares com água tratada fornecida pela rede de distribuição pública, que os valores de pH foram mantidos abaixo de 8,00 e não houve necessidade de realizar a correção nas medidas de cloro.

### Teste 2b: Avaliação de resposta à intermitência de fluxo

A verificação da estabilidade da sonda com relação à intermitência de fluxo durante 25 minutos pode ser observada pela Figura 5.9. A temperatura durante os ensaios com as duas sondas variou entre 27,4 e 27,6, e o pH esteve entre 6,89 e 6,91 e a concentração de cloro residual livre na água foi de  $0,20\text{mgCl}_2\cdot\text{L}^{-1} \pm 0,01$ .



**FIGURA 5.9.** Comportamento da sonda modelo 499ACL01 frente à intermitência de fluxo por 25 minutos.

Ao longo do período inicial de fluxo, as leituras de cloro se mantiveram dentro da amplitude de 0,02, conforme esperado, com média da concentração de cloro igual a  $0,19 \text{ mgCl}_2 \cdot \text{L}^{-1}$  e  $0,20 \text{ mgCl}_2 \cdot \text{L}^{-1}$  em cada sonda, com desvio-padrão de 0,01 para ambas as sondas. A Tabela 5.6 mostra os resultados da análise de dispersão para o intervalo de fluxo de 25 minutos.

**TABELA 5.6. Análise de dispersão para a sonda modelo 499ACL-01 para fluxo de 5 minutos.**

| Análise da dispersão   | Período de retorno de fluxo após 25 minutos de repouso |           |
|--|--|-----------|
|  | Réplica 1  | Réplica 2 |
| Média  | 0,09   | 0,38      |
| Mediana  | 0,09   | 0,33      |
| Desvio padrão  | 0,05   | 0,14      |
| Variância  | 0,0026   | 0,0200    |
| Amplitude  | 0,24   | 0,46      |
| Grau de dispersão (%)  | 58   | 37        |
| Concentração real de cloro após retorno do fluxo ( $\text{mgCl}_2 \cdot \text{L}^{-1}$ ) | 0,20±0,01  |           |

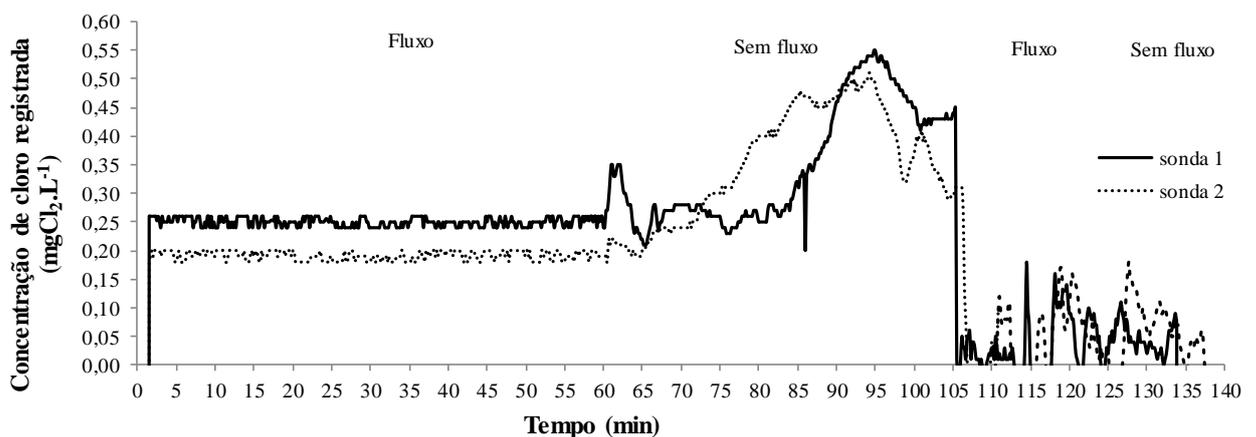
Nota-se que a citada sonda não apresentou estabilidade frente à intermitência de fluxo de 25 minutos e com fluxos de duração de 5 minutos, nas condições operacionais com a célula de fluxo fabricada para o experimento. O teste de Wilcoxon-Mann-Whitney confirmou a diferença entre as leituras das sondas e as concentrações reais de cloro livre a um nível de 95% de confiança.

O segundo teste, com uma pausa de 45 minutos no fluxo previamente estável, foi realizado em dias separados para cada sonda de medição de cloro livre, cujas características da água estão apresentadas na Tabela 5.7, juntamente com as análises de dispersão para cada réplica, anteriormente à pausa do fluxo.

**TABELA 5.7. Comportamento das sondas modelo 499ACL-01 antes da interrupção de fluxo.**

| Parâmetros  | Período de monitoramento antes da interrupção do fluxo |             |
|---|--|-------------|
|   | Réplica 1  | Réplica 2   |
| Variação de Temperatura (°C)  | 31,5 a 31,8  | 30,8 a 31,3 |
| Variação de pH  | 6,99 a 7,03  | 6,89 a 6,91 |
| Concentração real de cloro (método DPD colorimétrico) (mgCl <sub>2</sub> .L <sup>-1</sup> ) | 0,19±0,01  | 0,25±0,01   |
|   | Análise de dispersão                                   |             |
| Média   | 0,19   | 0,25        |
| Mediana   | 0,19   | 0,25        |
| Desvio padrão   | 0,01   | 0,01        |
| Variância   | 0,00006  | 0,00005     |
| Amplitude   | 0,02   | 0,02        |
| Grau de dispersão (%)   | 5,3  | 4,0         |

Durante o período de monitoramento das sondas antes da interrupção do fluxo, as leituras foram estáveis (amplitude de 0,02 e baixo grau de dispersão). As medições de cloro livre e as respectivas concentrações reais foram consideradas iguais a um nível de confiança de 95%, segundo o teste de Wilcoxon-Mann-Whitney. O gráfico da Figura 5.10 apresenta o comportamento das medições de cloro com a interrupção de fluxo por 45 minutos.

**FIGURA 5.10. Comportamento da sonda modelo 499ACL-01 frente à intermitência de fluxo por 45 minutos.**

Após o período sem fluxo, as sondas não voltaram a realizar medições estáveis de cloro livre. A Tabela 5.8 mostra a análise de dispersão para os dados observados após o

retorno do fluxo, onde se observa elevada amplitude dos dados e medições diferentes de cloro a um nível de 95% de confiança, segundo os testes de hipótese de Wilcoxon-Mann-Whitney.

**TABELA 5.8. Comportamento das sondas modelo 499ACL-01 após a interrupção de fluxo.**

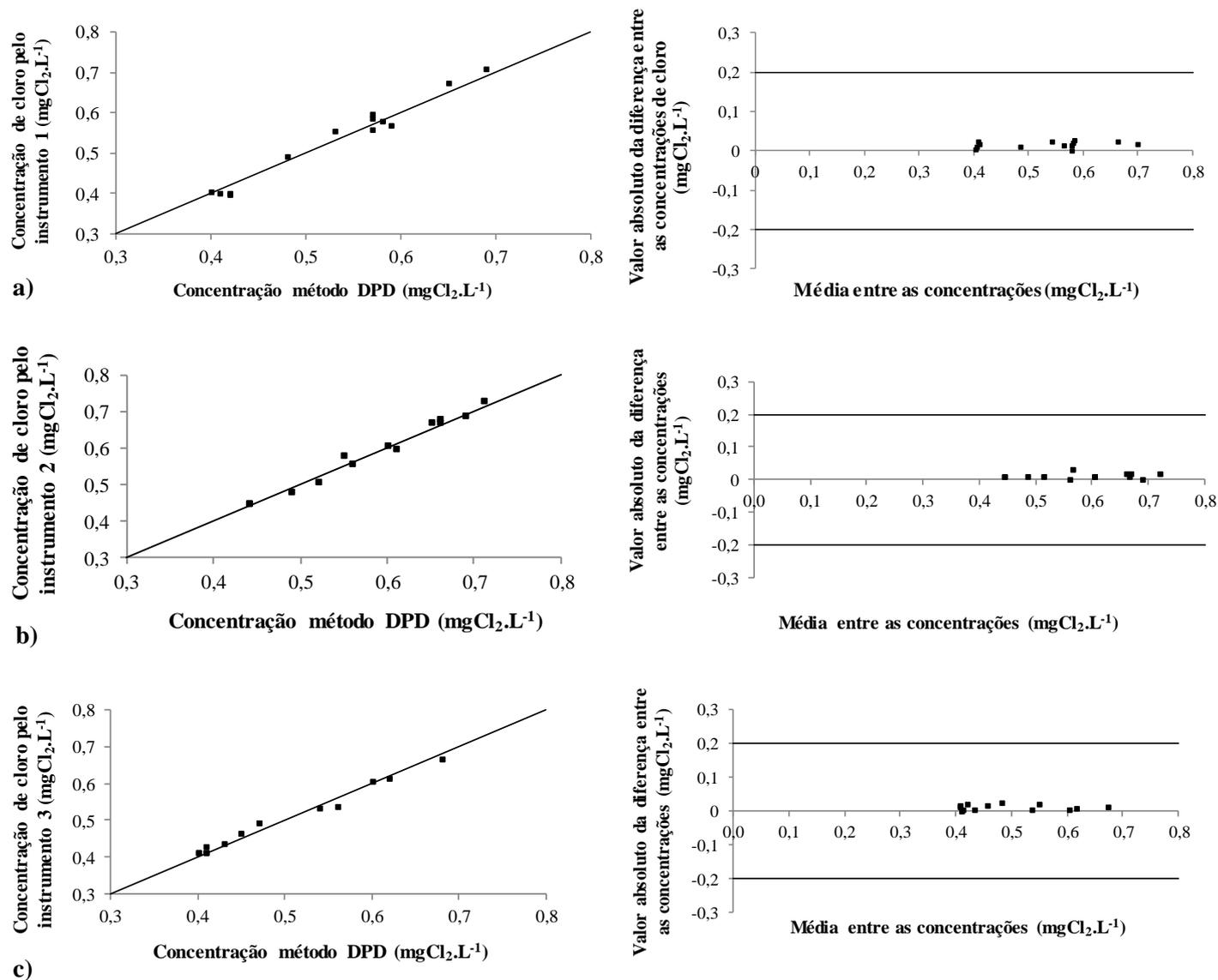
| Análise de dispersão     | Período de monitoramento após da interrupção do fluxo |           |
|--------------------------|---|-----------|
|                          | Réplica 1   | Réplica 2 |
| <b>Média</b>             | -0,012  | 0,04      |
| <b>Mediana</b>           | 0,02  | 0,03      |
| <b>Desvio padrão</b>     | 0,53  | 0,07      |
| <b>Variância</b>         | 0,2805  | 0,0045    |
| <b>Amplitude</b>         | 5,29  | 0,49      |
| <b>Grau de dispersão</b> | -4416,7   | 175,0     |

Dados os resultados dos testes preliminares, tanto para a sonda de medição de cloro livre modelo 499ACL-01 quanto para a sonda multiparâmetro modelo 600DW-B, foi adotada operação em fluxo contínuo e com vazão igual a  $0,5\text{L}\cdot\text{min}^{-1}$ , e decidiu-se adotar fluxo contínuo durante o período de monitoramento para coleta de dados para a validação do modelo matemático, de forma a se obter intervalos iguais para todas as sondas de medição de cloro livre utilizadas, mesmo que a sonda modelo 600DW-B tenha se mostrado adequada para operar em fluxo intermitente.

### 5.1.3. Comparação de medições de cloro residual livre entre as sondas de monitoramento contínuo e o método colorimétrico portátil

Os resultados das comparações dos valores medidos de cloro residual livre de cada um dos três instrumentos de medição adotados na aquisição de dados experimentais, com relação ao método analítico colorimétrico DPD, estão apresentados na Tabela A 1 do Apêndice A.

Todas as séries seguem a distribuição normal segundo o teste de Kolmogorov-Smirnov. A comparação visual para cada instrumento de medição e o método DPD colorimétrico está apresentada na Figura 5.11, sendo a sonda multiparâmetro identificada como instrumento 1, e as sondas modelo 499ACL01 como instrumento 2 e instrumento 3.



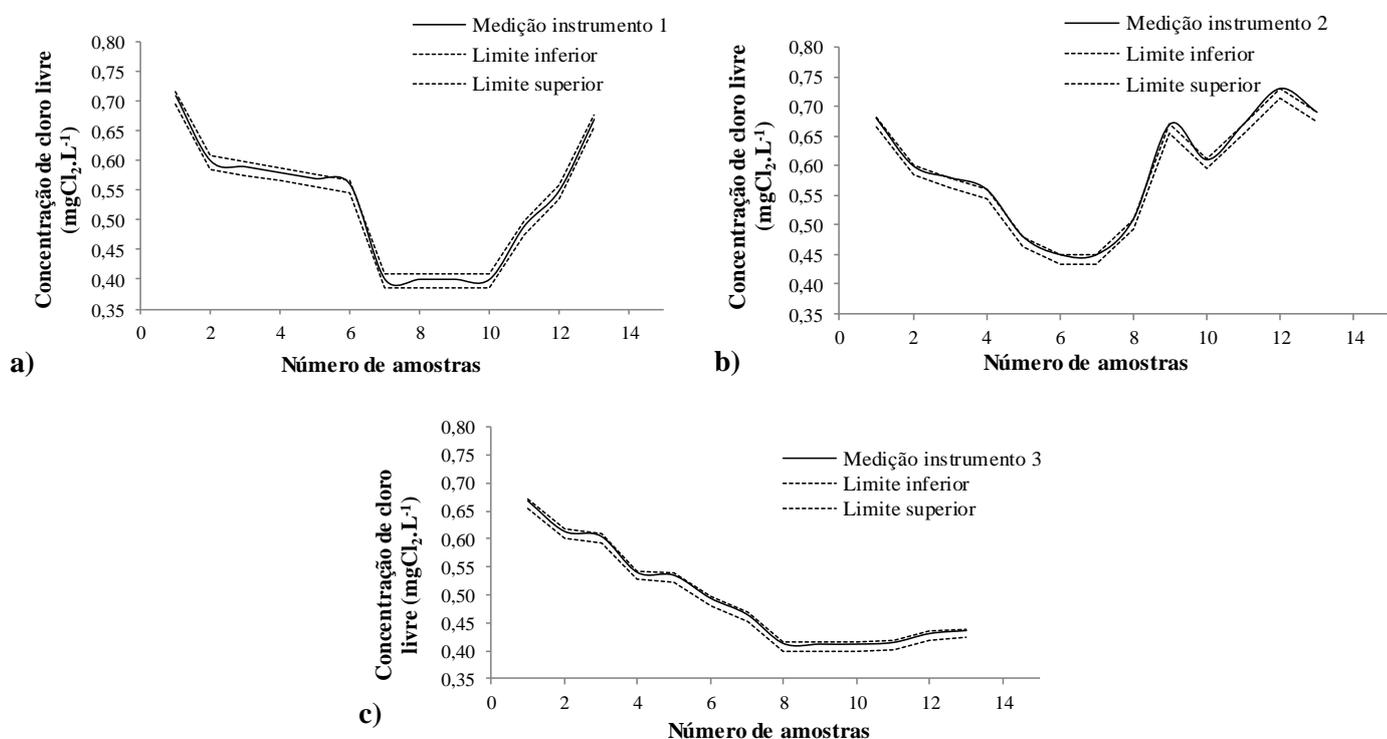
**FIGURA 5.11.** Comparação visual entre as concentrações de cloro residual livre medidas pelas sondas e pelo método DPD: a) instrumento 1; b) instrumento 2; e c) instrumento 3.

A partir da análise visual, pode-se observar que os valores comparados entre cada instrumento de medição se encontra próximo dos valores obtidos pelo método DPD. O teste estatístico de comparação de amostras (Teste T) foi realizado para cada grupo “instrumento – método DPD”, respeitando-se a faixa de concentrações usuais de cloro residual livre presente nos reservatórios prediais estudados. Os testes para os três grupos resultaram na não rejeição da hipótese de que os métodos comparados fossem iguais a um nível de confiança de 95%. Os resultados estatísticos dos testes estão apresentados na Tabela 5.9.

**TABELA 5.9. Resultados estatísticos da comparação das medições entre cada sonda e do método DPD colorimétrico para determinação de cloro residual livre em água potável.**

| Grupo “instrumento-método” | Média das diferenças | EMQ    |
|----------------------------|----------------------|--------|
| Instrumento 1 – método DPD | -0,0030              | 0,0003 |
| Instrumento 2 – método DPD | -0,0080              | 0,0002 |
| Instrumento 3 – método DPD | -0,0046              | 0,0002 |

Mesmo que as sondas tenham sido consideradas similares ao método DPD, os resíduos foram analisados quanto à normalidade, resultando na confirmação da distribuição normal (teste de Kolmogorov-Smirnov), e assim foram traçados os intervalos de confiança para as três sondas analisadas (Figura 5.12).



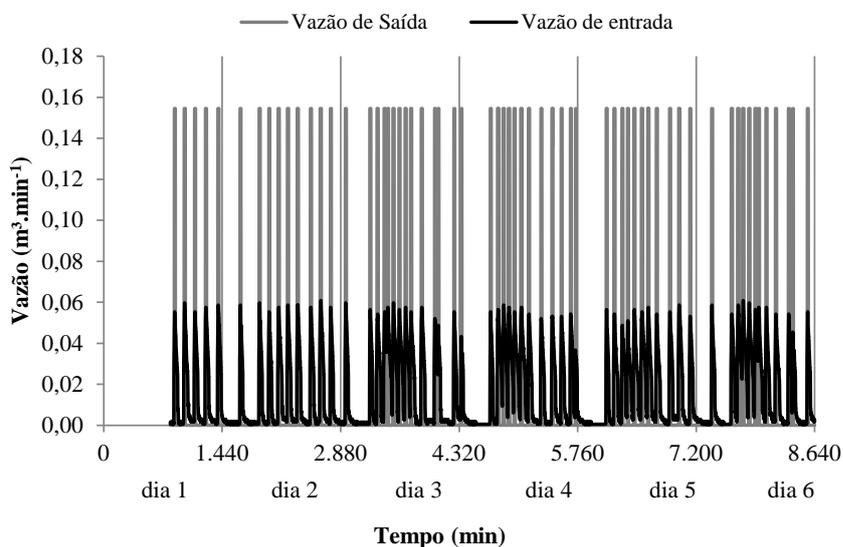
**FIGURA 5.12. Intervalo de confiança para as sondas de medição de cloro livre: a) Instrumento 1; b) instrumento 2; e c) instrumento 3.**

Através dos intervalos de confiança para as três sondas, observou-se que a maior variação das concentrações de cloro a um nível de 95% de confiança foi de  $\pm 0,01 \text{ mgCl}_2 \cdot \text{L}^{-1}$ .

## 5.2. Monitoramento em reservatórios prediais para obtenção de dados reais

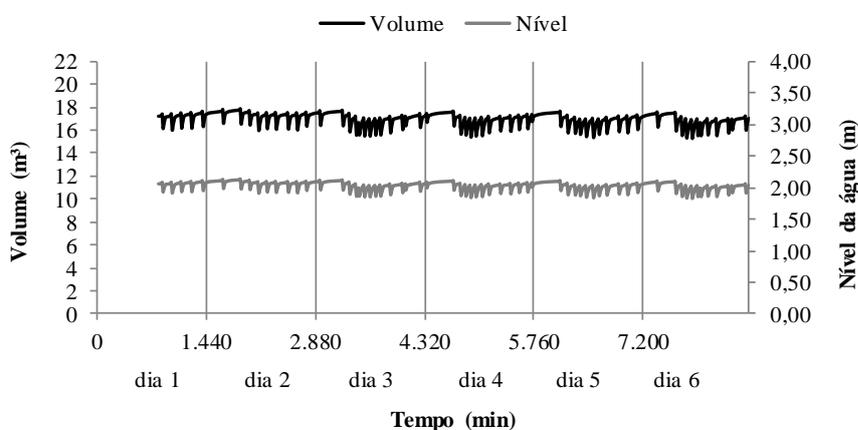
O monitoramento realizado no edifício residencial contendo dois reservatórios, sendo um enterrado e um elevado, teve como objetivo coletar dados de vazão e o residual de cloro

livre na entrada e saída de cada reservatório, bem como a variação de nível dos mesmos. Os dados hidráulicos do reservatório enterrado (RE) estão apresentados nas Figura 5.13 e Figura 5.14.



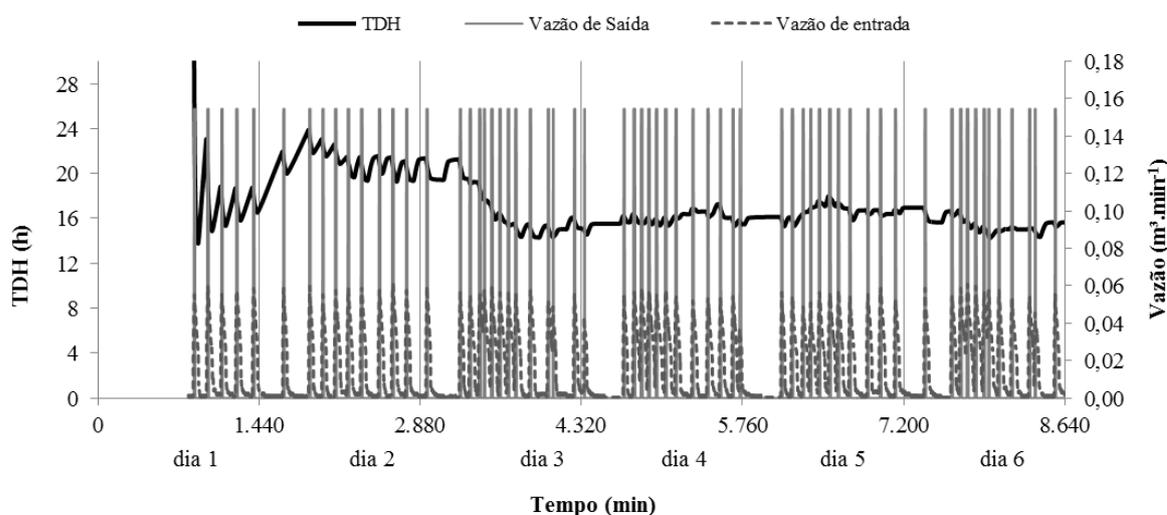
**FIGURA 5.13. Vazões de entrada e saída do reservatório enterrado (RE).**

A vazão de entrada refere-se à água fornecida pelo sistema público de distribuição, enquanto a vazão de saída do reservatório consiste no comportamento operacional da bomba de recalque do sistema que conduz a água para o reservatório elevado a uma vazão de  $9 \text{ m}^3.\text{h}^{-1}$ . Observou-se que a bomba de saída de água do reservatório enterrado permanecia desligada entre 0h e 06h da manhã, e o seu período de maior funcionamento era entre 06h e 17h, e operava com menor frequência entre às 18h e 0h.



**FIGURA 5.14. Variações de nível e de volume do reservatório enterrado (RE).**

É importante observar que o nível de água não é alterado significativamente, assim como o volume útil no interior do reservatório. A variação de nível foi de 0,3m, indicando uma pobre renovação de água no tanque. O tempo de detenção hidráulica foi calculado com base na equação de Lansley & Boulos (2005) para reservatórios sob condições operacionais gerais, cujo comportamento é apresentado na Figura 5.15, juntamente com os dados observados de vazão de entrada e saída do RE.



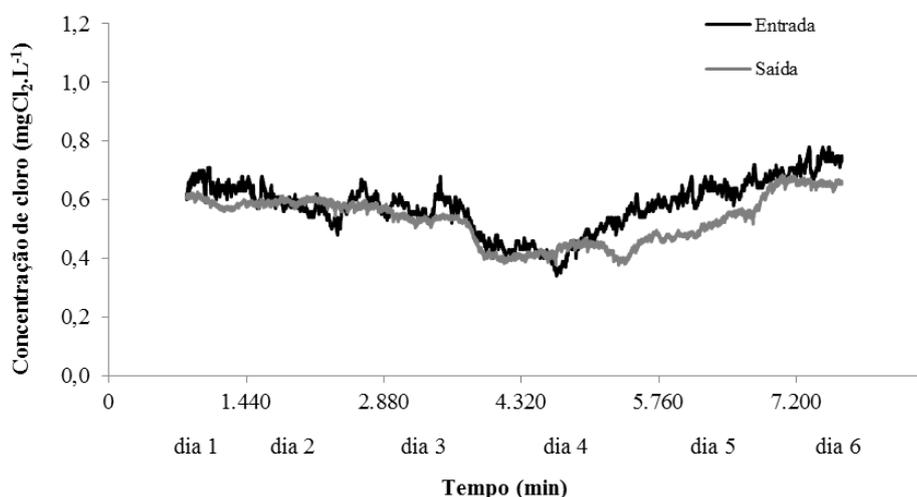
**FIGURA 5.15. TDH em função das vazões de entrada e saída do RE.**

A maior variação observada durante o início do monitoramento do TDH ocorre em função da variabilidade inicial do método de determinação, conforme mencionado por Lansley & Boulos (2005), quando as médias de volume e de vazão de entrada são calculadas para pequenos períodos de tempo. No entanto, o valor do TDH tende a convergir a um comportamento típico. Assim, para o reservatório enterrado foram considerados os dias 4, 5 e 6 da Figura 5.15 para análise.

Verificou-se que os valores de tempo de residência hidráulica apresentaram variações relacionadas à operação da bomba (vazão de saída do RE) que por sua vez aciona a entrada de água no mesmo, conforme observado na Figura 5.15. Quando a bomba era operada com maior frequência (próximo do horário de almoço e final da tarde), ao ser acionada, o tempo de detenção hidráulico que estava aumentando, começa a decair. Com o desligamento da bomba, o TDH começa a aumentar novamente. O valor máximo obtido para o período monitorado foi igual a 18h, e o menor valor foi de 14h. Ainda, em função da equação de determinação do TDH considerar a vazão de entrada (a qual é influenciada pela vazão de saída) e o volume médio, quando a bomba permanecia desligada por um período longo (durante as primeiras

horas do dia) o TDH se mantinha estável, em valores próximos a 16h. Cabe ressaltar que nesta determinação do TDH a equação (3.19) abrange simplesmente a alteração de volume em função da variação de vazão de entrada, não considerando representações de curto-circuito ou zonas mortas no interior do reservatório, caso estejam presentes.

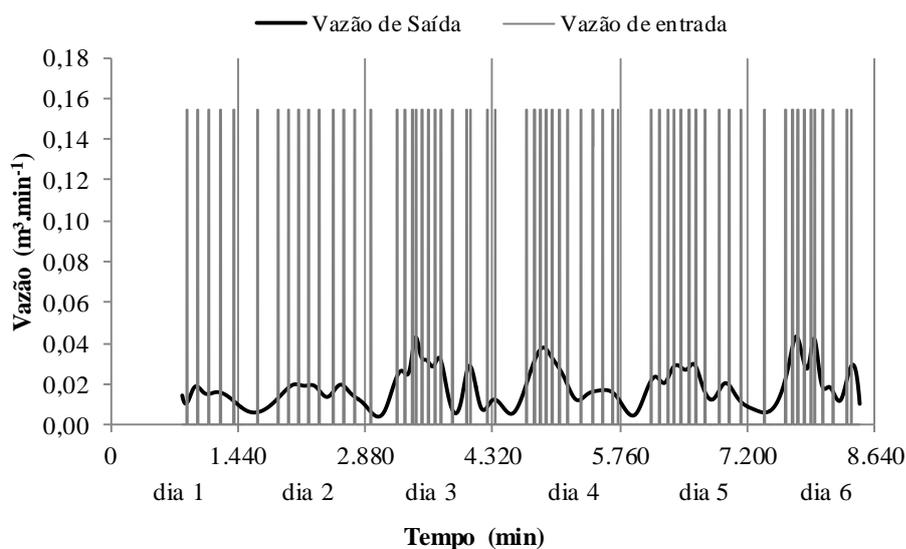
O comportamento da concentração de cloro na entrada e saída do reservatório RE pode ser observado na Figura 5.16, na qual o eixo das abcissas consiste no tempo (min) referente às concentrações de entrada, enquanto as concentrações de saída consistem no valor medido 16h após a entrada (TDH médio). Tais concentrações foram dispostas no mesmo eixo das abcissas referente ao tempo de entrada da água, a fim de facilitar a visualização da diferença entre as concentrações de entrada e saída.



**FIGURA 5.16. Comportamento do cloro residual livre considerando o TDH médio de 16h.**

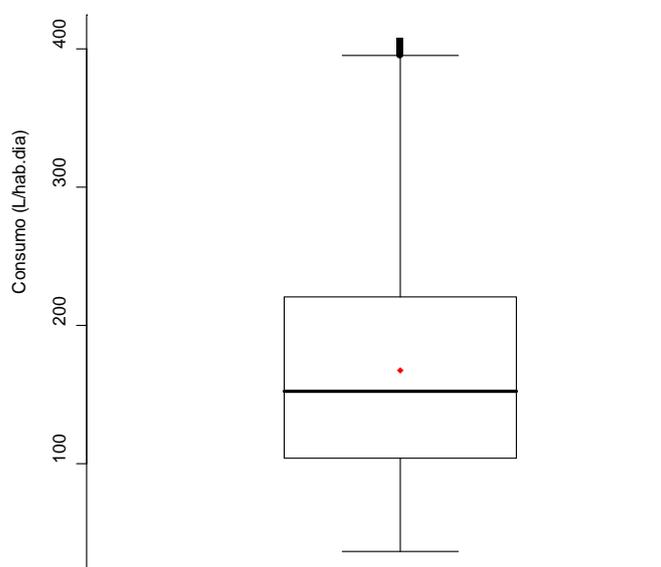
Os dados de concentração de cloro na entrada e saída apresentaram valores diferentes quando comparados estatisticamente (teste não-paramétrico de Wilcoxon-Mann-Whitney) a um nível de confiança de 95%.

O comportamento do reservatório elevado (REL) pode ser observado nas Figura 5.17 a Figura 5.23. A vazão de entrada do REL consiste na vazão de operação da bomba, referente à saída do RE. A vazão de saída do REL caracteriza o consumo dos habitantes do edifício residencial durante o período monitorado.



**FIGURA 5.17. Vazão de entrada e saída do REL durante o período de monitoramento.**

A série de vazão de saída, como esperado para dados de consumo, não segue uma distribuição normal. Desta forma, a mediana determinada para o consumo durante o período monitorado foi de 153L/hab.dia, com limites superiores e inferiores determinados utilizando o diagrama de caixa e linha (Figura 5.18), respectivamente de 395L/hab.dia e 37L/hab.dia. A média também está representada no diagrama, e possui o valor de 168L/hab.dia.



**FIGURA 5.18. Comportamento do consumo no edifício residencial no período monitorado.**

O valor estabelecido pela mediana sugere que o consumo de água no edifício residencial em Campo Grande – MS, embora monitorado por um curto período, se apresentou

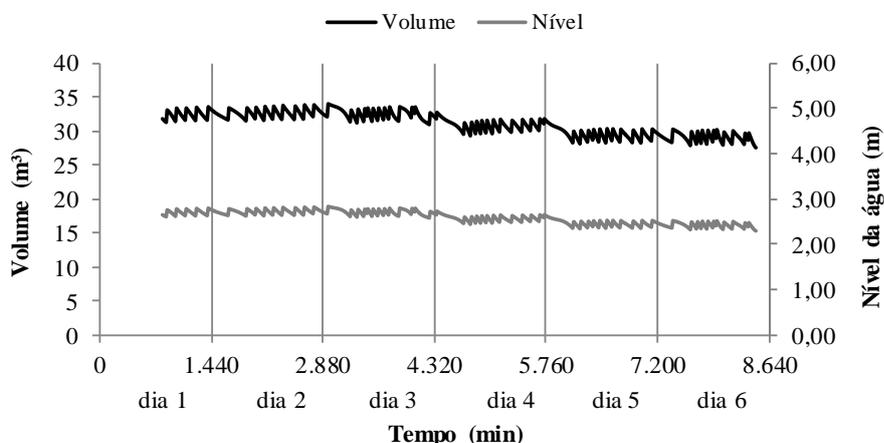
acima de valores normalmente apresentados na literatura (Tabela 5.10) para a região onde está inserido (Centro-Oeste).

No entanto, é de comum entendimento que o consumo de água sofre influências, como o nível social, por exemplo. Mesmo assim, os valores de consumo obtidos na Inglaterra (Bailey *et al.*, 1986) em função de diferentes classes sociais (140L/hab.dia para grupos de consumidores de classe média a alta e 95L/hab.dia para os grupos de classe baixa) demonstraram valores de consumo inferiores aos obtidos neste trabalho. Embora não se tenha efetuado estudo sócio-econômico, pode-se afirmar que o edifício monitorado é característico de moradores de classe média a alta, contemplando dois apartamentos por andar, de 130m<sup>2</sup> de área, com elevadores de acesso individualizado, em área privilegiada do Município de Campo Grande.

**TABELA 5.10. Consumo de água médio para diferentes regiões Brasileiras (PMSS, 2003).**

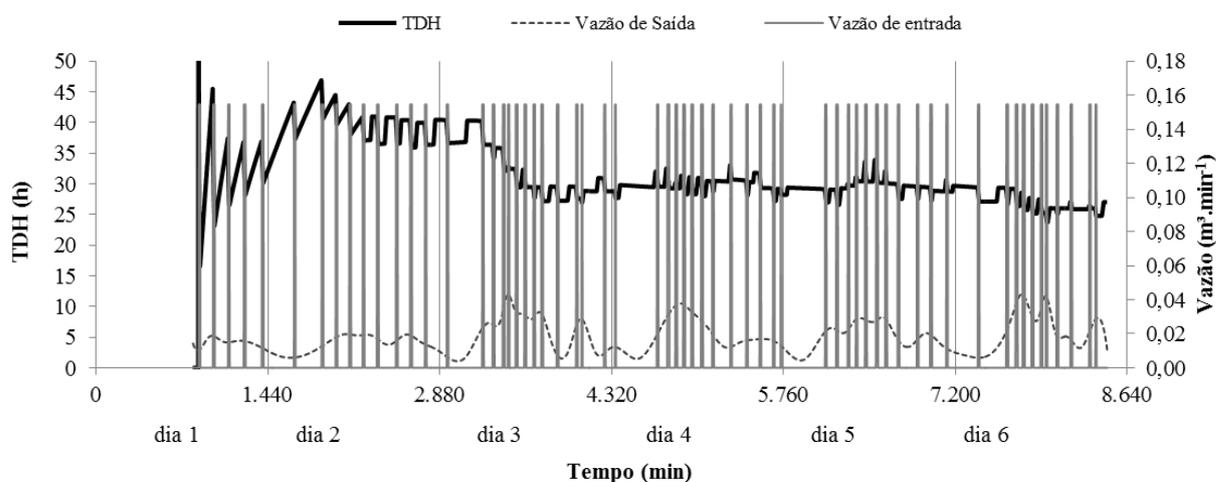
| Região       | Média de Consumo de Água (L/hab.dia) |
|--------------|--------------------------------------|
| Norte        | 111,7                                |
| Nordeste     | 107,3                                |
| Sudeste      | 174,0                                |
| Sul          | 124,6                                |
| Centro-oeste | 133,6                                |
| Brasil       | 141,0                                |

As alterações no nível do reservatório elevado foram mantidas entre 2,3m e 2,8m, e se apresentaram maiores em relação à variação do reservatório enterrado (que foi de 0,3m). Ainda assim, o volume variado equivale a menos que 20% da capacidade do reservatório (Figura 5.19).



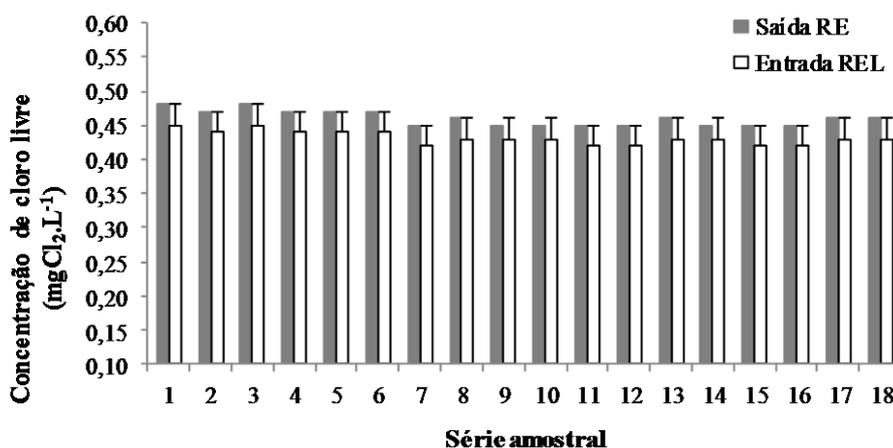
**FIGURA 5.19. Variação de volume e de nível no reservatório elevado.**

O tempo de detenção hidráulica também foi determinado para o reservatório elevado (Figura 5.20). Os valores variaram entre 24h e 34h, considerando o período entre os dias 4 e 6. O comportamento do TDH no reservatório elevado foi semelhante ao comportamento no reservatório enterrado, porém com valores maiores de TDH e as variações com relação à operação da bomba foram mais acentuadas, uma vez que a entrada de água, a qual é considerada no cálculo, para este reservatório é bombeada do reservatório enterrado. Os menores valores de TDH são decorrentes de vazões de saída mais elevadas, as quais acionam o funcionamento da bomba.



**FIGURA 5.20. Comportamento do TDH com as vazões de entrada e saída.**

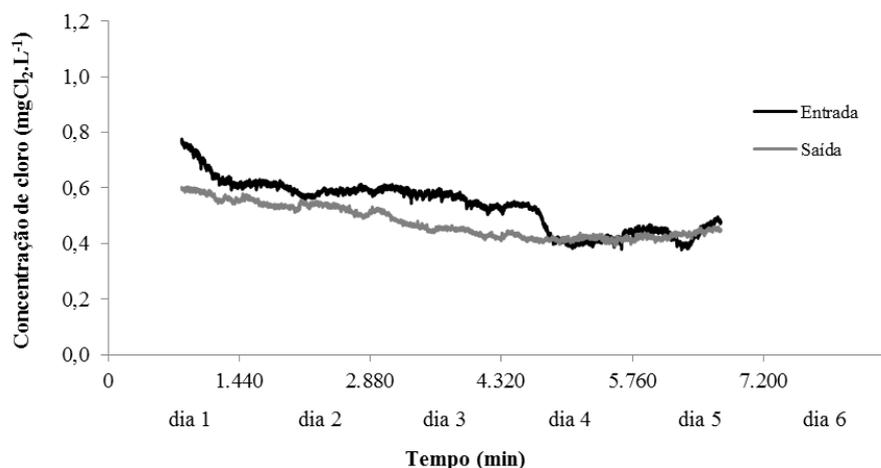
A diferença entre os valores de cloro livre na saída do RE e na entrada do REL foi constatada pelo teste não-paramétrico de Wilcoxon-Mann-Whitney a um nível de confiança de 95%. O coeficiente de correlação de Spearman encontrado foi de 0,90 confirmando a presença de correlação positiva entre os dados não-paramétricos, e foi determinado o erro médio quadrático igual a  $0,03\text{mgCl}_2\cdot\text{L}^{-1}$ , que pode ser observado na Figura 5.21, sendo este valor adotado para a correção dos dados adotados para a entrada do REL. Esta diferença de valores pode ser explicada pela volatilização do cloro livre pela turbulência do jato na entrada do reservatório elevado (não afogado), em função do bombeamento da água (recalque), onde se observava odor de cloro.



**FIGURA 5.21. Comparação visual das concentrações de cloro livre da saída do RE e entrada do REL.**

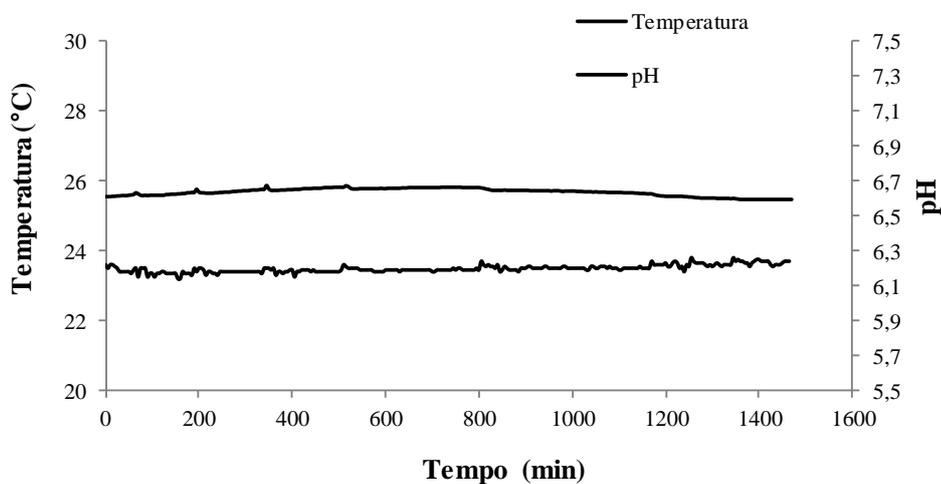
Da mesma forma que foi realizado para os dados do reservatório enterrado, as concentrações de cloro medidas na entrada e saída foram comparadas estatisticamente através do teste de Wilcoxon-Mann-Whitney e apresentaram valores diferentes a um nível de confiança de 95%.

Observa-se pela Figura 5.22 que o cloro residual livre apresenta pequena redução de suas concentrações em função das concentrações de entrada, quando se considera o TDH médio determinado. Ressalta-se que foi considerado o TDH calculado para se comparar as concentrações de entrada e saída, e com isto, há influência da posição da concentração de entrada e a respectiva concentração de saída no reservatório, já que não foram consideradas influências de zonas mortas e/ou curto-circuito no interior do reservatório. Nota-se ainda, que as concentrações de cloro na saída do REL apresentaram menores variações que a entrada, o que indica a atuação do REL em assimilar variações bruscas de concentração, por se tratar de um reservatório de maior volume que o RE.



**FIGURA 5.22. Concentrações de cloro na entrada e saída do REL.**

Finalmente, os outros dois parâmetros monitorados durante o período de levantamento, cuja variação pode influenciar na concentração de cloro residual livre, consistiram da temperatura da água e o seu pH no interior do reservatório elevado, o qual foi considerado por estar mais exposto à variação da temperatura ambiente. A Figura 5.23 apresenta a variação destes parâmetros.



**FIGURA 5.23. Variação de temperatura e pH da água de entrada do reservatório predial.**

A temperatura média foi igual a 25,6°C com amplitude de 0,4 sendo a máxima temperatura no período de 25,9°C e a mínima de 25,5°C. O pH médio foi igual a 6,14, com amplitude de 0,06 sendo os valores máximo e mínimo respectivamente iguais a 7,01 e 6,14. A temperatura ambiente durante o monitoramento variou entre 18,5 e 28,2°C.

Através do levantamento de campo, em ambos os reservatórios (RE e REL) pode-se observar:

- consumo médio de 153L/hab.dia no edifício considerado neste levantamento;
- baixa variação de nível d'água (menor que 20% do volume do reservatório), indicando provável pequena renovação de água em seu interior;
- diferença entre as concentrações de entrada e saída de cloro em cada reservatório; e
- valores de TDH acima de 14h (RE) e 24h (REL);

### 5.3. Determinação da constante de decaimento de cloro devido ao corpo do escoamento ( $k_{bulk}$ ) no interior de um reservatório predial

O teste de decaimento de cloro residual livre foi realizado com o objetivo de determinar a ordem da reação de decaimento e o valor da constante para o desenvolvimento do modelo de decaimento em reservatórios. As características gerais da água coletada no interior do reservatório enterrado para a realização do teste estão apresentadas na Tabela 5.11.

**TABELA 5.11. Características da água potável coletada para a realização do teste de decaimento.**

| Ordem  | Unidade            | Valores |
|--|--------------------|---------|
| Absorbância específica de radiação ultravioleta no comprimento de onda de 254nm ( $SUVA_{254}$ ) | $L.mg^{-1}.m^{-1}$ | 0,33    |
| Absorbância de radiação ultravioleta no comprimento de onda de 254nm ( $UVA_{254}$ )             | $cm^{-1}$          | 0,0075  |
| Carbono orgânico dissolvido (COD)  | $mg.L^{-1}$        | 2,30    |
| Condutividade  | $\mu S/cm$         | 24      |
| pH   | -                  | 6,48    |
| Temperatura  | $^{\circ}C$        | 24,5    |

Pelos resultados apresentados na Tabela 5.11, nota-se que há presença de matéria orgânica na água potável distribuída (Carbono orgânico dissolvido e absorvância de radiação  $UVA_{254}$ ). A determinação da absorvância em luz ultravioleta (UV) no comprimento de onda de 254nm ( $UVA_{254}$ ) é uma alternativa rápida de obtenção de uma estimativa do conteúdo de matéria orgânica em amostras de água bruta ou tratada, uma vez que a matéria orgânica possui capacidade de absorver luz (Penitsky, 2003), no entanto, a relação entre o carbono orgânico e a absorvância de radiação UV é variável para cada tipo de água analisada. Cabe salientar que a determinação do carbono orgânico dissolvido (COD) não define a natureza das

ligações do carbono no meio, enquanto que a presença de duplas ligações na molécula de ácido húmico (por exemplo) propicia a absorção de energia na faixa UV em 254 nm (Marmo, 2005). O parâmetro SUVA é uma absorvidade média para todas as moléculas que constituem o COD em amostras de água e é utilizada como uma medida substituta da aromaticidade do COD (Weishaar *et al.*, 2003).

A planilha contendo os resultados obtidos com o teste de decaimento é apresentada no Apêndice A. A Tabela 5.12 apresenta os modelos de primeira e de segunda ordem testados e os respectivos valores de parâmetros otimizados para ajustar aos dados observados.

**TABELA 5.12. Resultado dos modelos cinéticos de decaimento de cloro testados.**

| Modelo                           | Equação diferencial     | Equação integrada            | Parâmetros (unidade)                         |
|----------------------------------|-------------------------|------------------------------|--|
| a) Primeira ordem                | $\frac{dC}{dt} = -kC$   | $C = C_0 e^{-kt}$            | $k = 0,1339 \text{ dia}^{-1}$                |
| d) Segunda ordem com um reagente | $\frac{dC}{dt} = -kC^2$ | $C = \frac{C_0}{1 + kC_0 t}$ | $k = 0,3836 \text{ Lmg}^{-1}\text{dia}^{-1}$ |

Embora grande parte dos estudos que avaliam o decaimento de cloro livre se referem à a sistemas urbanos de abastecimento (redes e reservatórios ao longo dos sistemas de distribuição), alguns valores de coeficientes de decaimento obtidos através de testes de garrafas podem ser observados na Tabela 5.13. No caso das pesquisas realizadas em reservatórios dos sistemas de distribuição de água, o modelo de decaimento de primeira ordem foi o mais adotado por sua simplicidade e por ter se mostrado mais adequado para descrever o decaimento de cloro das reações de decaimento a longo prazo (segunda fase) (Clark *et al.*, 1993; Rossman *et al.*, 1994; Mau *et al.*, 1995; Rossman *et al.*, 1995; Mau *et al.*, 1996; Carrico & Singer, 2009).

**TABELA 5.13. Resultado dos modelos cinéticos de decaimento de cloro testados.**

| Ordem da reação   | $k_{bulk}$  | Fonte                         |
|---|-------------|-------------------------------|
| Primeira ordem (dia <sup>-1</sup> )   | 0,55        | Rossman <i>et al.</i> (1995)* |
| Primeira ordem (dia <sup>-1</sup> )   | 0,301-0,82  | Boulos <i>et al.</i> (1996)*  |
| Primeira ordem (dia <sup>-1</sup> )   | 0,25 – 0,49 | Rossman <i>et al.</i> (2001)  |
| Primeira ordem (dia <sup>-1</sup> )   | 0,10 – 0,49 | Nuckols <i>et al.</i> (2001)  |
| Primeira ordem (dia <sup>-1</sup> )   | 0,24 – 3,32 | Powell <i>et al.</i> (2000b)  |
| Primeira ordem (dia <sup>-1</sup> )   | 0,1-0,9     | Grayman <i>et al.</i> (2004)* |
| Primeira ordem (dia <sup>-1</sup> )   | 2,0         | Cheung (2007)                 |
| Primeira ordem (dia <sup>-1</sup> )   | 0,5         | Carrico & Singer (2009)       |
| Segunda ordem um único reagente<br>(L.mg <sup>-1</sup> .dia <sup>-1</sup> )** | 0,2547      | Pierezan (2009)               |

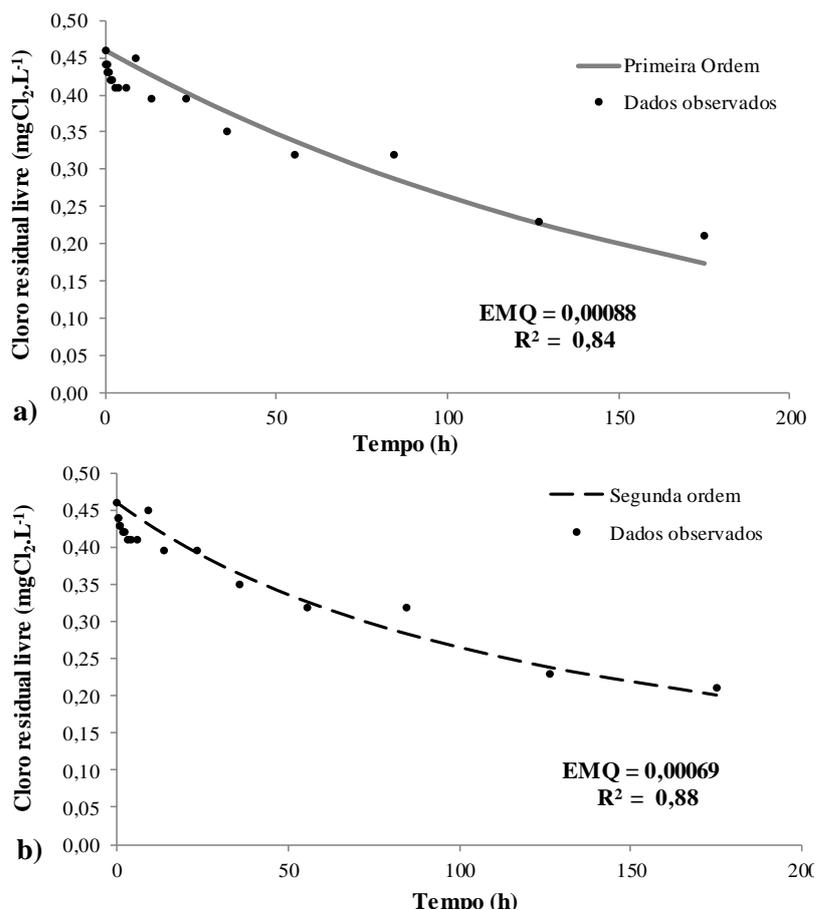
\*Estudos em reservatórios do sistema de abastecimento de água.

\*\*A unidade da constante cinética é diferente em função da ordem da reação (Lansey & Boulos, 2005).

O valor da constante de decaimento de primeira ordem obtido no presente trabalho foi compatível com os valores citados na literatura (Tabela 5.13), mesmo porque eles contemplam uma ampla faixa. A constante de primeira ordem obtida foi igual a 0,1339dia<sup>-1</sup>, dentro da faixa testada nos testes de Grayman *et al.* (2004).

O valor obtido para reação de segunda ordem foi superior ao resultado obtido por Pierezan (2009) que realizou experimentos com água proveniente do mesmo sistema de distribuição, mas não proveniente de reservatório predial do município.

A Figura 5.24 apresenta o ajuste dos modelos de primeira e segunda ordem, com o erro médio quadrático (EMQ) e o coeficiente de determinação (R<sup>2</sup>). Nota-se que o ajuste do modelo de reação de primeira ordem, foi capaz de representar o decaimento do cloro residual livre no interior dos reservatórios prediais, no entanto, não foi o mais adequado, embora tal modelo seja muito utilizado em modelos de qualidade da água de reservatórios de distribuição (Clark *et al.*, 1993; Rossman *et al.*, 1994; Mau *et al.*, 1995; Rossman *et al.*, 1995; Mau *et al.*, 1996; Carrico & Singer, 2009). O que se observa, conforme a literatura (Clark *et al.*, 1994; Carrico & Singer, 2009) é que o decaimento de segunda ordem descreve melhor os dados de decaimento após um tempo de percurso da água na rede de distribuição, o que se aplica aos sistemas prediais, especialmente aqueles mais distantes da Estação de Tratamento de Água, abastecidos por um reservatório de distribuição, como é o caso do presente trabalho.



**FIGURA 5.24. Modelos de decaimento de cloro residual livre: a) adotando modelo de reação de primeira ordem; e b) adotando modelo de reação de segunda ordem.**

Em estudo realizado por Powell *et al.* (2000b), os modelos de segunda ordem se mostraram mais estáveis quando comparados aos modelos de primeira ordem, quando testados em águas que apresentavam variações em suas características. Ainda, diversos estudos têm reconhecido que o modelo de primeira ordem representa uma pobre aproximação ao comportamento de decaimento verdadeiro do cloro nos sistemas de distribuição de água (Kastl *et al.*, 1999; Clark, 1998; Fisher *et al.*, 2011).

Também no presente estudo, o modelo de decaimento de segunda ordem apresentou melhor ajuste do modelo, com baixo valor do EMQ e maior coeficiente de determinação. Ao se avaliar os modelos de decaimento pelo método de linearização das equações, o coeficiente de determinação para ambos os modelos foi igual a 0,95.

Através da Tabela 5.14, podem ser observados os valores da análise de variância para os modelos (que seguiram uma distribuição normal segundo o teste Kolmogorov-Smirnov), comprovando que o modelo de segunda ordem foi capaz de explicar uma maior variação dos dados experimentais, quando comparado ao modelo de decaimento de primeira ordem.

**TABELA 5.14. Análise de variância para testar a significância do ajuste de cada modelo aos dados observados**

| Fonte de variação                         | Soma dos quadrados | Graus de liberdade | Média quadrática |
|---|--------------------|--------------------|------------------|
| <b>Modelo de reação de primeira ordem</b> |                    |                    |                  |
| <b>Regressão</b>                          | 2,759              | 1                  | 2,759            |
| <b>Erro</b>                               | 0,014              | 17                 | 0,001            |
| <b>Total</b>                              | 2,773              | 18                 |                  |
| <b>Modelo de reação de segunda ordem</b>  |                    |                    |                  |
| <b>Regressão</b>                          | 2,762              | 1                  | 2,762            |
| <b>Erro</b>                               | 0,011              | 17                 | 0,001            |
| <b>Total</b>                              | 2,773              | 18                 |                  |

Assim, o modelo de segunda ordem obtido através do teste de decaimento é expresso pela eq. (5.1), e se mostrou um modelo simples e de fácil aplicação.

$$C(t) = \frac{C_0}{1 + C_0 \cdot 0,3836t} \quad 5.1$$

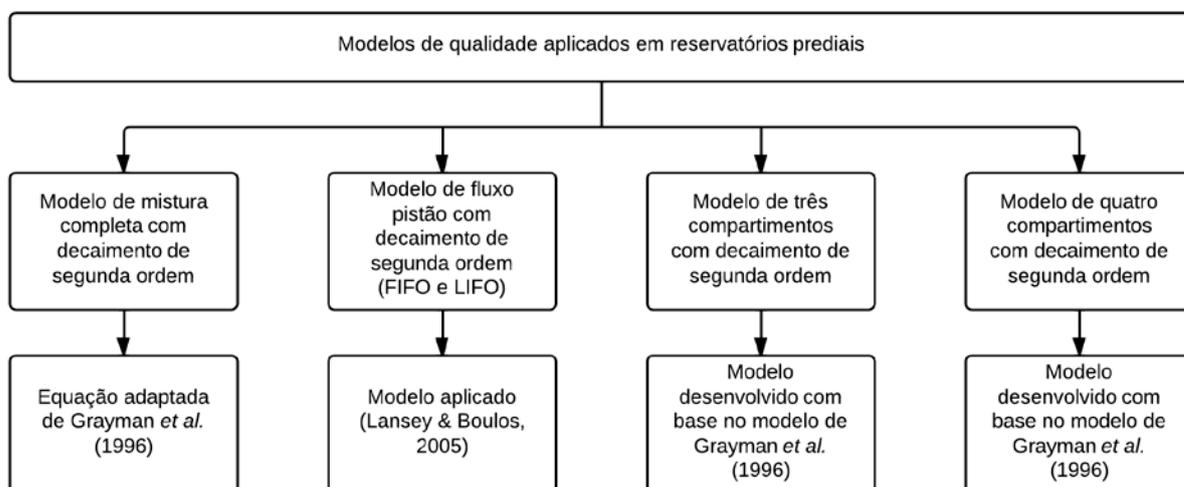
onde  $C(t)$  é a concentração de cloro residual livre ( $\text{mgCl}_2 \cdot \text{L}^{-1}$ ) no tempo  $t$  (dia) e  $C_0$  é a concentração inicial de cloro ( $\text{mgCl}_2 \cdot \text{L}^{-1}$ ).

No presente trabalho, adotou-se o modelo de decaimento de segunda ordem, por apresentar um ajuste melhor aos dados observados, com o menor valor do EMQ e maior coeficiente de determinação.

#### 5.4. Modelos de qualidade da água para reservatórios prediais

Os modelos de qualidade da água consistiram em modelos de mistura associados ao decaimento do cloro no interior dos reservatórios prediais. O decaimento do cloro considerado foi descrito através do modelo de decaimento de segunda ordem com um reagente, conforme

o ítem 5.3. Assim, quatro modelos foram aplicados no presente trabalho, conforme mostra o fluxograma da Figura 5.25.



**FIGURA 5.25. Modelos de qualidade da água analisados.**

A equação adaptada de Grayman *et al.* (1996) conforme descrito no ítem 4.4.1, utilizada para descrever o modelo de mistura completa e decaimento de cloro livre em reservatórios prediais está apresentada a seguir (eq. 5.2).

$$\begin{aligned} \frac{d(VC_r)}{dt} &= C_{in}Q_{in} - C_rQ_{out} - \frac{dm_c}{dt} \Rightarrow \\ \frac{V^{t+\Delta t}C_r^{t+\Delta t} - V^tC_r^t}{\Delta t} &= C_{in}^tQ_{in}^t - \frac{(C_r^t + C_r^{t+\Delta t})}{2}Q_{out}^t - kV^t(C_r^t)^2 \Rightarrow \\ V^{t+\Delta t}C_r^{t+\Delta t} &= V^tC_r^t + C_{in}^tQ_{in}^t\Delta t - \frac{C_r^tQ_{out}^t\Delta t}{2} - \frac{C_r^{t+\Delta t}Q_{out}^t\Delta t}{2} - kV^t(C_r^t)^2\Delta t \Rightarrow \\ C_r^{t+\Delta t} &= \frac{V^tC_r^t + C_{in}^tQ_{in}^t\Delta t - \frac{C_r^tQ_{out}^t\Delta t}{2} - kV^t(C_r^t)^2\Delta t}{V^{t+\Delta t} + \frac{Q_{out}^t\Delta t}{2}} \end{aligned} \quad 5.2$$

onde  $C_r^{t+\Delta t}$  é a concentração de cloro residual ao final do intervalo de tempo  $\Delta t$ ;  $C_{in}$  e  $Q_{in}^t$  são respectivamente a concentração de cloro residual na entrada do reservatório e a vazão de entrada no reservatório, no instante  $t$ ;  $C_r^t$  corresponde à concentração de cloro no interior do tanque;  $C_r^{t+\Delta t}$  é igual à concentração de cloro na saída do reservatório;  $Q_{out}^t$  a vazão de saída do reservatório no instante  $t$ ;  $k$  é a constante de decaimento de cloro de segunda ordem;  $V^t$  é o

volume do reservatório no instante  $t$  e  $V^{t+\Delta t}$  é o volume no reservatório no instante seguinte ( $t+\Delta t$ ) expresso pela equação (5.3).

$$V^{t+\Delta t} = V^t + [\Delta t \cdot (Q_{in}^t - Q_{out}^t)] \quad 5.3$$

Ainda para este modelo, foi realizado o cálculo para a idade da água ( $\tau$ ) no reservatório considerando o balanço de massa para um constituinte de crescimento de ordem zero, sendo que na reação de ordem zero,  $n_c = 0$ , e portanto  $r(C) = k$ , e representando a idade da água,  $k = 1$  [T.L<sup>-3</sup>.T<sup>-1</sup>] (Rossman, 2000; Lansley & Boulos, 2005) e a idade inicial da água ( $\tau_{in}^t$ ) que entra no reservatório é zero, conforme a eq. (5.4).

$$\begin{aligned} \frac{d(V\tau_r)}{dt} &= \tau_{in} Q_{in} - \tau_r Q_{out} + kV \Rightarrow \\ \frac{V^{t+\Delta t} \tau_r^{t+\Delta t} - V^t \tau_r^t}{\Delta t} &= - \frac{(\tau_r^t + \tau_r^{t+\Delta t})}{2} Q_{out}^t + V^t \Rightarrow \\ V^{t+\Delta t} \tau_r^{t+\Delta t} + \tau_r^{t+\Delta t} Q_{out}^t \frac{\Delta t}{2} &= V^t \tau_r^t - \tau_r^t Q_{out}^t \frac{\Delta t}{2} + V^t \Delta t \Rightarrow \\ \tau_r^{t+\Delta t} &= \frac{V^t \tau_r^t - \tau_r^t Q_{out}^t \frac{\Delta t}{2} + V^t \Delta t}{V^{t+\Delta t} + Q_{out}^t \frac{\Delta t}{2}} \end{aligned} \quad 5.4$$

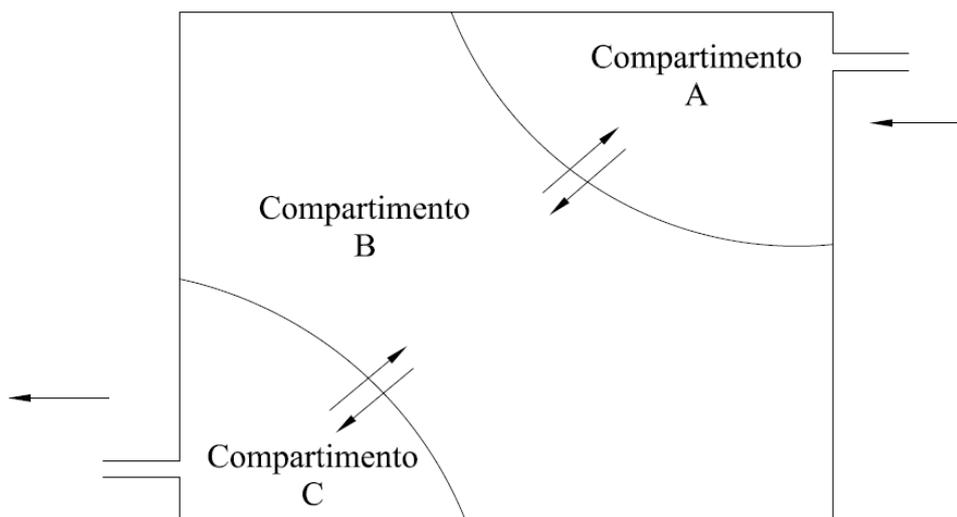
Desta forma,  $\tau^{t+\Delta t}$  expressa a idade da água no intervalo de tempo  $t+\Delta t$ , e  $\tau_r^t$  indica a idade da água no instante  $t$ . Para este trabalho a idade da água tem o mesmo significado do tempo de detenção hidráulico do reservatório, que será comparada ao TDH determinado através da eq. (3.19), conforme Lansley & Boulos (2005).

Os modelos de fluxo pistão do tipo “primeiro que entra – primeiro que sai” (FIFO) e “primeiro que entra – último que sai” (LIFO) foram também avaliados, e possuem uma formulação bastante simples (Lansley & Boulos, 2005) descrita no ítem 4.4.2.

Os modelos de três compartimentos e de quatro compartimentos desenvolvidos estão descritos na sequência. Para tais modelos, cada compartimento foi considerado de mistura completa com decaimento de cloro de segunda ordem e com diferentes interações entre si, representando diferentes misturas em seu interior. Ainda, para cada modelo, foi descrita a equação para a idade da água (TDH).

#### 5.4.1. Proposta de modelo de três compartimentos com decaimento de segunda ordem

O modelo de três compartimentos foi desenvolvido a exemplo dos modelos apresentados por Mau *et al.* (1995), Clark *et al.* (1996) e Grayman *et al.* (1996). A Figura 5.26 apresenta a compartimentação adotada para os compartimentos.



**FIGURA 5.26. Modelo de três compartimentos para reservatórios prediais.**

Para a integração das equações a seguir, foram realizadas as seguintes considerações: os compartimentos A e C foram considerados de volume fixo ( $V_A$  e  $V_C$ ), e somente o compartimento B foi considerado de volume variável ( $V_B^t$ ). A vazão de entrada do reservatório ( $Q_{in}$ ) é igual à vazão que deixa o compartimento A e segue para o compartimento B ( $Q_A$ ), a vazão de saída do reservatório ( $Q_{out}$ ) é igual à vazão de troca entre os reservatórios B e C ( $Q_B$ ).  $C_A$ ,  $C_B$  e  $C_C$  são respectivamente, as concentrações de cloro livre no interior dos compartimentos A, B e C, e que também se referem às concentrações que deixam os compartimentos.

Os volumes fixos de cada compartimento foram definidos a partir da avaliação dos resultados da fluidodinâmica computacional aplicada a reservatórios prediais. Foi considerado o decaimento de segunda ordem de cloro residual livre (ítem 5.3) no interior de cada compartimento, e foi adotado o método de diferenciação numérica central para a concentração de cloro na saída do reservatório em cada intervalo de tempo, para cada compartimento (eq. 5.5 a 5.9).

$$V_{tot}^t = V_A + V_C + V_B^t$$

Compartimento A:

$$\begin{aligned}
 V_A \frac{dC_A}{dt} &= C_{in} Q_{in} - C_A Q_A - V_A K C_A^2 \Rightarrow \\
 V_A \left( \frac{C_A^{t+\Delta t} - C_A^t}{\Delta t} \right) &= C_{in}^t Q_{in}^t - \frac{(C_A^t + C_A^{t+\Delta t}) Q_{in}^t}{2} - V_A K C_A^{t^2} \Rightarrow \\
 C_A^{t+\Delta t} &= \frac{V_A C_A^t + C_{in}^t Q_{in}^t \Delta t - \frac{C_A^t Q_{in}^t \Delta t}{2} - K V_A C_A^{t^2} \Delta t}{V_A + \frac{Q_{in}^t \Delta t}{2}}
 \end{aligned} \tag{5.6}$$

Compartimento C:

$$\begin{aligned}
 V_C \frac{dC_C}{dt} &= C_B Q_B - C_{out} Q_{out} - V_C K C_C^2 \Rightarrow \\
 V_C \left( \frac{C_C^{t+\Delta t} - C_C^t}{\Delta t} \right) &= C_B^t Q_{out}^t - \frac{(C_C^t + C_C^{t+\Delta t}) Q_{out}^t}{2} - V_C K C_C^{t^2} \Rightarrow \\
 C_C^{t+\Delta t} &= \frac{V_C C_C^t + C_B^t Q_{out}^t \Delta t - \frac{C_C^t Q_{out}^t \Delta t}{2} - K V_C C_C^{t^2} \Delta t}{V_C + \frac{Q_{out}^t \Delta t}{2}}
 \end{aligned} \tag{5.7}$$

Onde  $C_B$  e  $Q_b$  são, respectivamente, a concentração e a vazão que deixam o compartimento  $B$  e entram no compartimento  $C$ ;  $C_C$  é a concentração de cloro livre no interior do compartimento  $C$ , sendo a mesma concentração que deixa o reservatório com a vazão  $Q_{out}$ , sendo que  $Q_{out}$  e  $Q_b$  são iguais.

Compartimento B:

$$\begin{aligned} \frac{d(C_B V_B)}{dt} &= C_A Q_A - C_B Q_B - V_B K C_B^2 \Rightarrow \\ \left( \frac{V_B^{t+\Delta t} C_B^{t+\Delta t} - C_B^t V_B^t}{\Delta t} \right) &= C_A^t Q_{in}^t - C_B^t Q_{out}^t - V_B^t K C_B^{t^2} \Rightarrow \\ V_B^{t+\Delta t} C_B^{t+\Delta t} &= C_B^t V_B^t + C_A^t Q_{in}^t \Delta t - (C_B^t + C_B^{t+\Delta t}) Q_{out}^t \frac{\Delta t}{2} - V_B^t K C_B^{t^2} \Delta t \Rightarrow \\ C_B^{t+\Delta t} &= \frac{C_B^t V_B^t + C_A^t Q_{in}^t \Delta t - C_B^t Q_{out}^t \frac{\Delta t}{2} - V_B^t K C_B^{t^2} \Delta t}{V_B^{t+\Delta t} + Q_{out}^t \frac{\Delta t}{2}} \end{aligned} \quad 5.8$$

onde:

$$V_B^{t+\Delta t} = V_B^t + [\Delta t \cdot (Q_{in}^t - Q_{out}^t)] \quad 5.9$$

A idade da água para este modelo foi determinada considerando as equações acima para cada compartimento, porém a concentração representou a idade da água ( $\tau$ ) e o termo de decaimento de cloro foi substituído pelo termo de crescimento de ordem zero, conforme sugerido na literatura (Rossman, 2000; Lansley & Boulos, 2005). Cabe ressaltar que a idade inicial da água que entra no reservatório ( $\tau_{in}$ ) é zero (eq. 5.10 a 5.12).

Compartimento A:

$$\begin{aligned} V_A \frac{d\tau_A}{dt} &= \tau_{in} Q_{in} - \tau_A Q_A + k V_A \Rightarrow \\ V_A \left( \frac{\tau_A^{t+\Delta t} - \tau_A^t}{\Delta t} \right) &= \tau_{in}^t Q_{in}^t - \frac{(\tau_A^t + \tau_A^{t+\Delta t})}{2} Q_{in}^t + V_A \Rightarrow \\ \tau_A^{t+\Delta t} &= \frac{\tau_A^t V_A - \tau_A^t Q_{in}^t \frac{\Delta t}{2} + V_A \Delta t}{V_A + Q_{in}^t \frac{\Delta t}{2}} \end{aligned} \quad 5.10$$

Compartimento C:

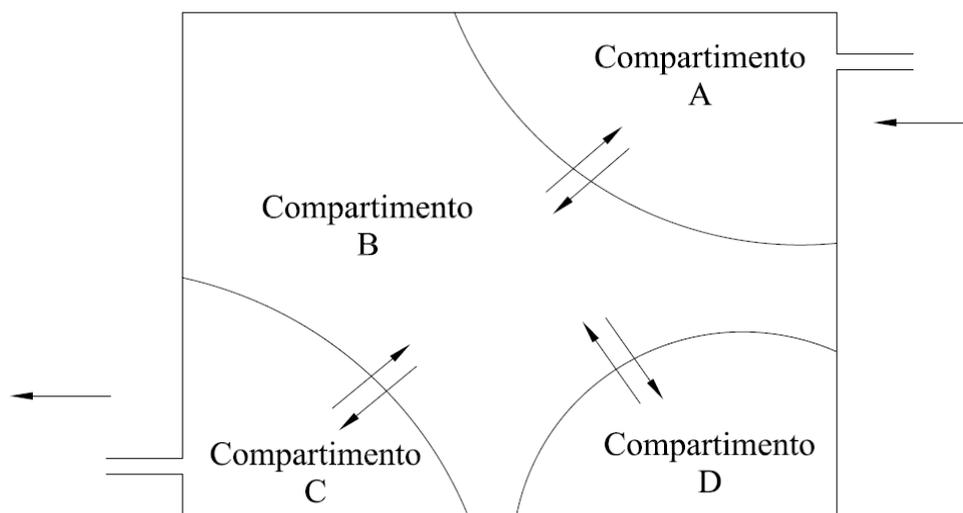
$$\begin{aligned}
V_C \frac{d\tau_C}{dt} &= \tau_B Q_B - \tau_{out} Q_{out} + kV_C \Rightarrow \\
V_C \left( \frac{\tau_C^{t+\Delta t} - \tau_C^t}{\Delta t} \right) &= \tau_B^t Q_{out}^t - \frac{(\tau_C^t + \tau_C^{t+\Delta t}) Q_{out}^t}{2} + V_C \Rightarrow \\
\tau_C^{t+\Delta t} &= \frac{\tau_C^t V_C + \tau_B^t Q_{out}^t \Delta t - \tau_C^t Q_{out}^t \Delta t / 2 + V_C \Delta t}{V_C + Q_{out}^t \Delta t / 2}
\end{aligned} \tag{5.11}$$

Compartimento B:

$$\begin{aligned}
\frac{d(\tau_B V_B)}{dt} &= \tau_A Q_A - \tau_B Q_B + V_B \Rightarrow \\
\left( \frac{V_B^{t+\Delta t} \tau_B^{t+\Delta t} - \tau_B^t V_B^t}{\Delta t} \right) &= \tau_A^t Q_{in}^t - \frac{(\tau_B^t + \tau_B^{t+\Delta t}) Q_{out}^t}{2} + V_B^t \Rightarrow \\
V_B^{t+\Delta t} \tau_B^{t+\Delta t} + \tau_B^{t+\Delta t} Q_{out}^t \Delta t / 2 &= \tau_B^t V_B^t + \tau_A^t Q_{in}^t \Delta t - \tau_B^t Q_{out}^t \Delta t / 2 + V_B^t \Delta t \Rightarrow \\
\tau_B^{t+\Delta t} &= \frac{\tau_B^t V_B^t + \tau_A^t Q_{in}^t \Delta t - \tau_B^t Q_{out}^t \Delta t + V_B^t \Delta t}{V_B^{t+\Delta t} + Q_{out}^t \Delta t / 2}
\end{aligned} \tag{5.12}$$

#### 5.4.2. Proposta de modelo de quatro compartimentos com decaimento de segunda ordem

O modelo de quatro compartimentos foi desenvolvido com base no modelo de Grayman *et al.* (1996). A Figura 5.27 apresentam os compartimentos a serem simulados para o reservatório predial.



**FIGURA 5.27. Modelo de quatro compartimentos para reservatórios prediais.**

Para a integração das equações a seguir, foram realizadas as seguintes considerações: os compartimentos A, C e D foram considerados de volume fixo ( $V_A$ ,  $V_C$  e  $V_D$ ), e somente o compartimento B foi considerado de volume variável ( $V_B^t$ ).

A vazão de entrada do reservatório ( $Q_{in}$ ) é igual à vazão que deixa o compartimento A e segue para o compartimento B ( $Q_A$ ), a vazão de saída do reservatório ( $Q_{out}$ ) é igual à vazão de troca entre os reservatórios B e C ( $Q_B$ ). Os volumes fixos entre cada compartimento e a taxa de troca entre os compartimentos foram definidos a partir da avaliação dos resultados da fluidodinâmica computacional da mesma forma que no modelo de três compartimentos.

Da mesma forma que para o modelo de três compartimentos, foi considerado o decaimento de segunda ordem de cloro residual livre no interior de cada compartimento, e foi adotado o método de diferenciação numérica central para a concentração de cloro na saída de cada compartimento ao final de cada intervalo de tempo  $t + \Delta t$ . Assim, para os compartimentos A e C, as equações aplicadas são iguais às eq. 5.6 e 5.7 referentes ao modelo de três compartimentos, e as demais equações desenvolvidas estão descritas a seguir (eq. 5.13 a 5.16).

$$V_{tot}^t = V_A + V_C + V_D + V_B^t \quad 5.13$$

Compartimento  $D$ :

$$\begin{aligned}
 V_D \frac{dC_D}{dt} &= C_B Q_D - C_D Q_D - V_D K C_D^2 \Rightarrow \\
 V_D \left( \frac{C_D^{t+\Delta t} - C_D^t}{\Delta t} \right) &= C_B^t Q_D^t - \frac{(C_D^t + C_D^{t+\Delta t}) Q_D^t}{2} - V_D K C_D^{t^2} \Rightarrow \\
 C_D^{t+\Delta t} &= \frac{V_D C_D^t + C_B^t Q_D^t \Delta t - \frac{C_D^t Q_D^t \Delta t}{2} - V_D K C_D^{t^2} \Delta t}{V_D + \frac{Q_D^t \Delta t}{2}} \quad 5.14
 \end{aligned}$$

onde  $Q_D$  é a vazão de troca entre os compartimentos  $B$  e  $D$ .

Compartimento  $B$ :

$$\begin{aligned}
 \frac{d(C_B V_B)}{dt} &= C_A Q_A + C_D Q_D - C_B Q_D - C_B Q_B - V_B K C_B^2 \Rightarrow \\
 \left( \frac{V_B^{t+\Delta t} C_B^{t+\Delta t} - C_B^t V_B^t}{\Delta t} \right) &= C_A^t Q_{in}^t + C_D^t Q_D^t - \frac{(C_B^t + C_B^{t+\Delta t}) Q_D^t}{2} - \frac{(C_B^t + C_B^{t+\Delta t}) Q_{out}^t}{2} - V_B^t K C_B^{t^2} \Rightarrow \\
 C_B^{t+\Delta t} &= \frac{C_B^t V_B^t + C_A^t Q_{in}^t \Delta t + C_D^t Q_D^t \Delta t - \frac{C_B^t Q_D^t \Delta t}{2} - \frac{C_B^t Q_{out}^t \Delta t}{2} - V_B^t K C_B^{t^2} \Delta t}{V_B^{t+1} + \frac{Q_D^t \Delta t}{2} + \frac{Q_{out}^t \Delta t}{2}} \quad 5.15
 \end{aligned}$$

onde:

$$V_B^{t+\Delta t} = V_B^t + [\Delta t \cdot (Q_{in}^t - Q_{out}^t)] \quad 5.16$$

A idade da água ( $\tau$ ) para este modelo foi determinada a partir das mesmas considerações estabelecidas no ítem anterior (5.4.1), sendo que, a idade da água para os compartimentos  $A$  e  $C$  são também determinadas pelas eq. 5.10 e 5.11, e as equações para os compartimentos  $D$  e  $B$  estão apresentadas a seguir (eq. 5.17 e 5.18).

Compartimento *D*:

$$\begin{aligned}
 V_D \frac{d\tau_D}{dt} &= \tau_B Q_D - \tau_D Q_D + kV_D \Rightarrow \\
 V_D \left( \frac{\tau_D^{t+\Delta t} - \tau_D^t}{\Delta t} \right) &= \tau_B^t Q_D^t - \frac{(\tau_D^t + \tau_D^{t+\Delta t})}{2} Q_D^t + V_D \Rightarrow \\
 \tau_D^{t+\Delta t} &= \frac{\tau_D^t V_D + \tau_B^t Q_D^t \Delta t - \frac{\tau_D^t Q_D^t \Delta t}{2} + V_D \Delta t}{V_D + \frac{Q_D^t \Delta t}{2}}
 \end{aligned} \tag{5.17}$$

Compartimento *B*:

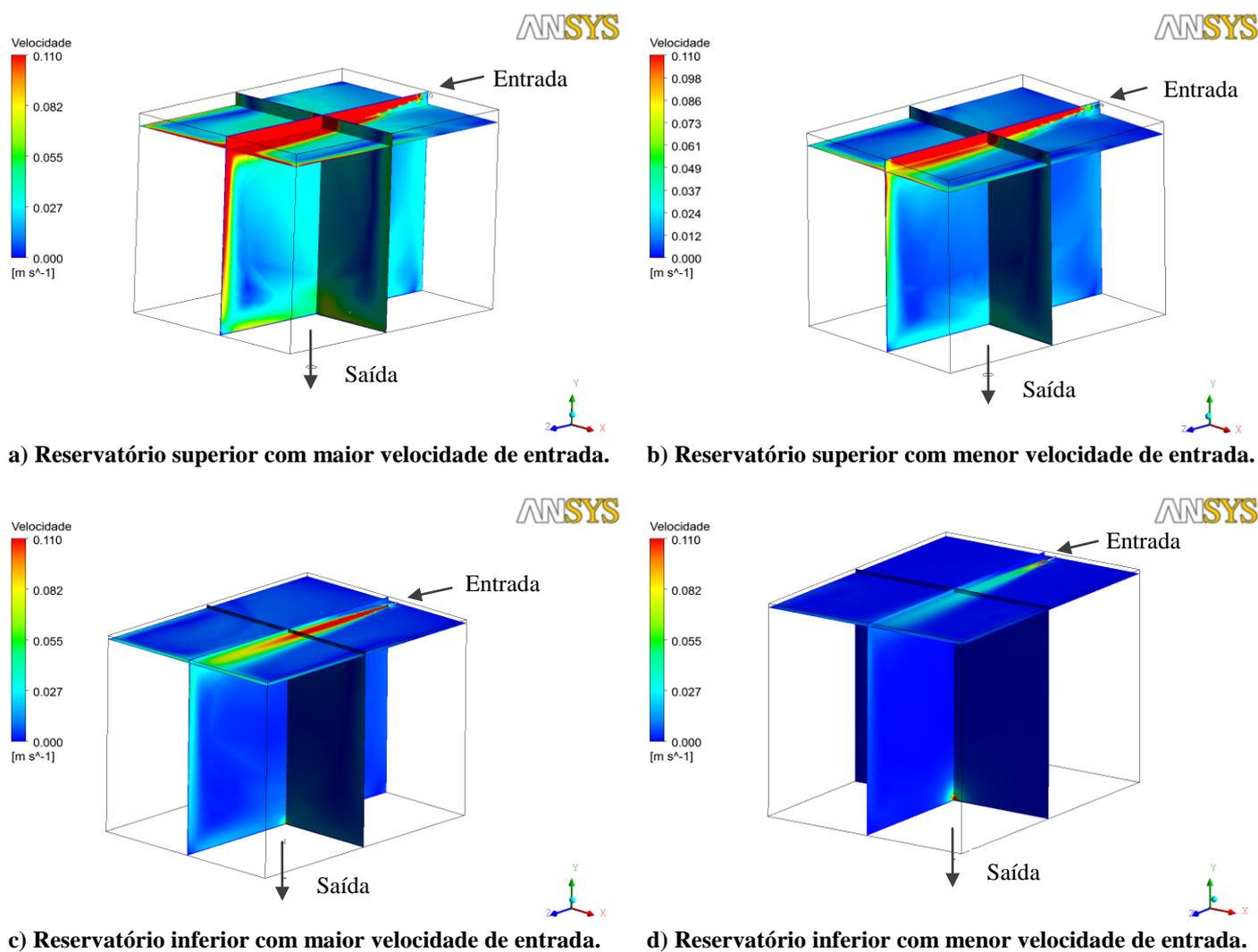
$$\begin{aligned}
 \frac{d(\tau_B V_B)}{dt} &= \tau_A Q_A + \tau_D Q_D - \tau_B Q_D - \tau_B Q_B + kV_B \Rightarrow \\
 \left( \frac{V_B^{t+\Delta t} \tau_B^{t+\Delta t} - \tau_B^t V_B^t}{\Delta t} \right) &= \tau_A^t Q_{in}^t + \tau_D^t Q_D^t - \frac{(\tau_B^t + \tau_B^{t+\Delta t})}{2} Q_D^t - \frac{(\tau_B^t + \tau_B^{t+\Delta t})}{2} Q_{out}^t + V_B^t \Rightarrow \\
 V_B^{t+\Delta t} \tau_B^{t+\Delta t} + \tau_B^{t+\Delta t} Q_D^t \frac{\Delta T}{2} + \tau_B^{t+\Delta t} Q_{out}^t \frac{\Delta T}{2} &= \\
 = \tau_B^t V_B^t + \tau_A^t Q_{in}^t \Delta T + \tau_D^t Q_D^t \Delta T - \tau_B^t Q_D^t \frac{\Delta T}{2} - \tau_B^t Q_{out}^t \frac{\Delta T}{2} + V_B^t \Delta T \Rightarrow \\
 \tau_B^{t+\Delta t} &= \frac{\tau_B^t V_B^t + \tau_A^t Q_{in}^t \Delta T + \tau_D^t Q_D^t \Delta T - \tau_B^t Q_D^t \frac{\Delta T}{2} - \tau_B^t Q_{out}^t \frac{\Delta T}{2} + V_B^t \Delta T}{V_B^{t+1} + \frac{Q_D^t \Delta T}{2} + \frac{Q_{out}^t \Delta T}{2}}
 \end{aligned} \tag{5.18}$$

Todos os modelos foram programados em linguagem C++ para a realização das simulações (Apêndice C) e validação com os dados obtidos por levantamento em campo.

#### 5.4.3. Análise da mistura no interior dos reservatórios prediais com base na fluidodinâmica computacional

A simulação do reservatório predial utilizando a fluidodinâmica computacional foi realizada com o objetivo de se identificar zonas de diferentes velocidades de fluxo, que indiquem diferentes misturas no interior dos reservatórios a fim de possibilitar a estimativa dos volumes fixos considerados no desenvolvimento dos modelos de qualidade da água

compartimentados para reservatórios prediais. A Figura 5.28 apresenta, de maneira geral, os comportamentos de velocidade nos reservatórios para os diferentes cenários simulados, considerando diferentes vazões e dispositivos de entrada e de saída para cada cenário.



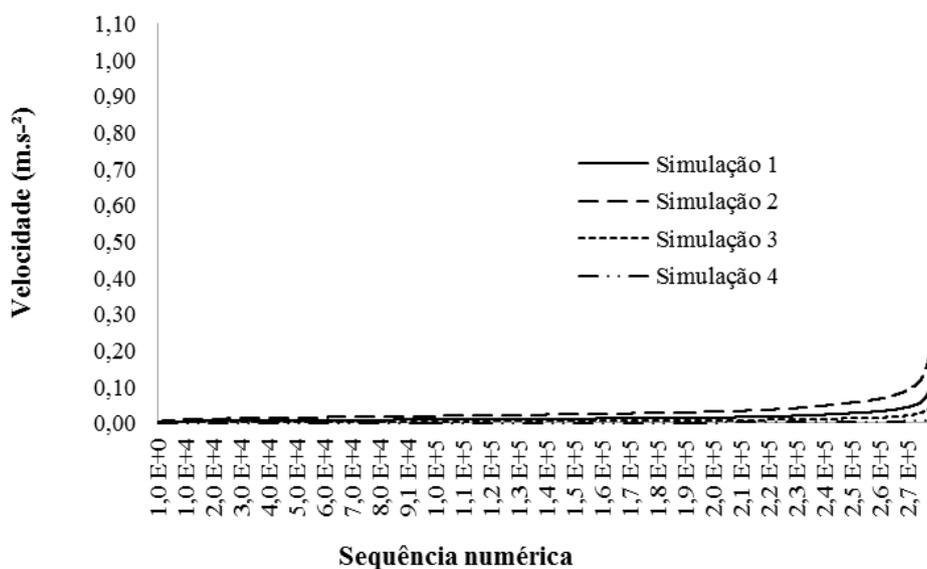
**FIGURA 5.28. Velocidades no interior dos reservatórios simulados.**

Observa-se que os cenários de reservatório elevado (Figura 5.28a e Figura 5.28b) apresentam as maiores velocidades de entrada, em função das vazões das bombas de recalque, que são dimensionadas considerando o tempo de enchimento dos mesmos, entre 2h e 6h conforme estabelecido pela norma NBR 5626/1998 (Brasil, 1998). Os demais cenários (Figura 5.28c e Figura 5.28d) representam reservatórios enterrados que abastecem os reservatórios elevados, e apresentam velocidades menores de entrada em função do tipo de dispositivo de entrada adotado, que consiste da chave de nível tipo pêra (bóia), sendo que a

Figura 5.28c representa a maior velocidade de entrada, e a Figura 5.28d consiste da menor velocidade de entrada deste dispositivo.

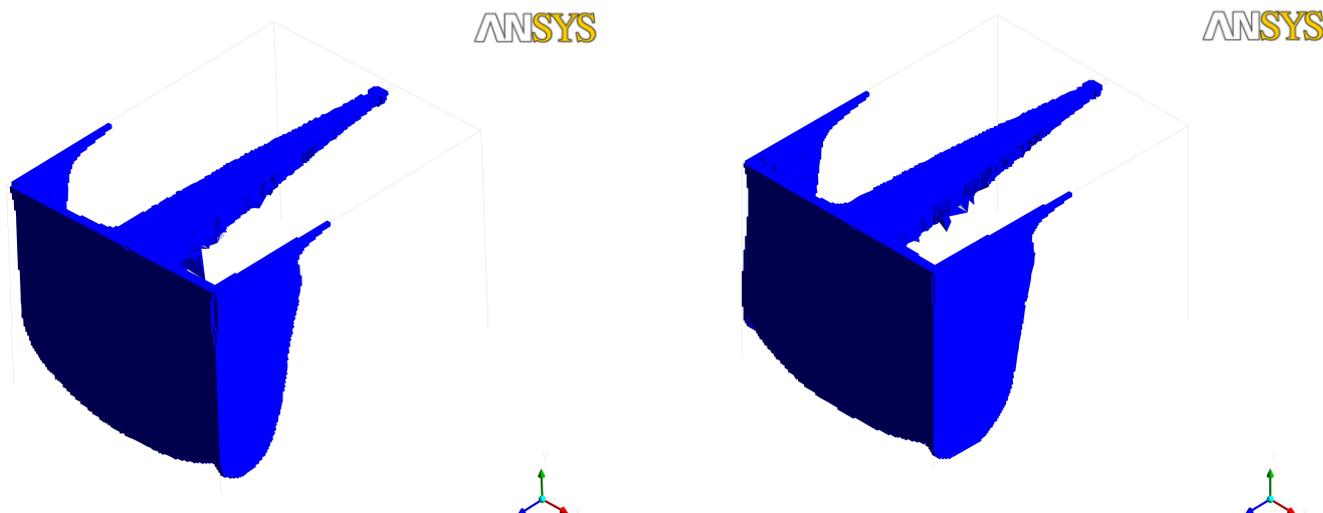
Ainda foi possível notar que a influência da velocidade de saída no comportamento do interior do reservatório foi pequena em relação à velocidade de entrada, mesmo quando a velocidade de entrada é menor que a velocidade da saída (reservatórios enterrados) o que reduziu as zonas de maior velocidade no interior do reservatório (Figura 5.28c e Figura 5.28d).

Com o objetivo de se estabelecer um compartimento no interior do reservatório influenciado pelo jato de entrada, foram avaliados os aumentos de velocidades conforme a Figura 5.29, juntamente com as coordenadas (nos planos x, y e z) destes valores, para cada simulação (Figura 5.30). Com isto, foi possível obter a região onde estão situados os maiores valores de velocidade em cada cenário.

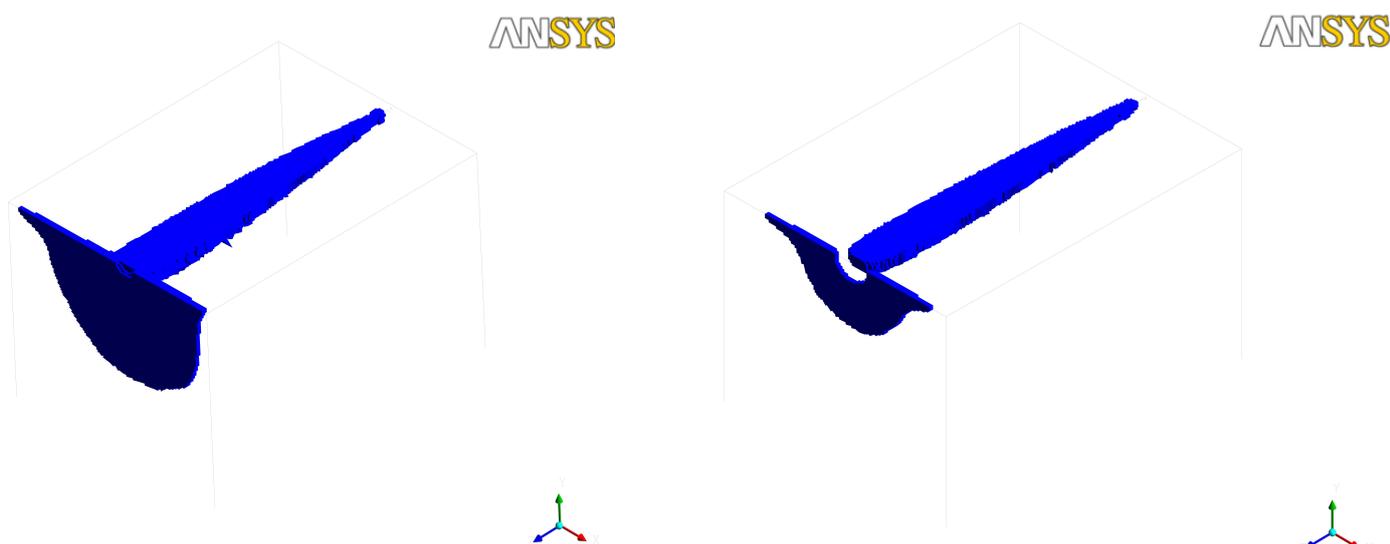


**FIGURA 5.29. Valores de velocidades no interior dos reservatórios simulados.**

Através da Figura 5.30, observa-se que as maiores velocidades de entrada promovem maior influência no reservatório. Para simplificar as simulações, não foi considerada a interação entre as fases líquida e gasosa no reservatório.



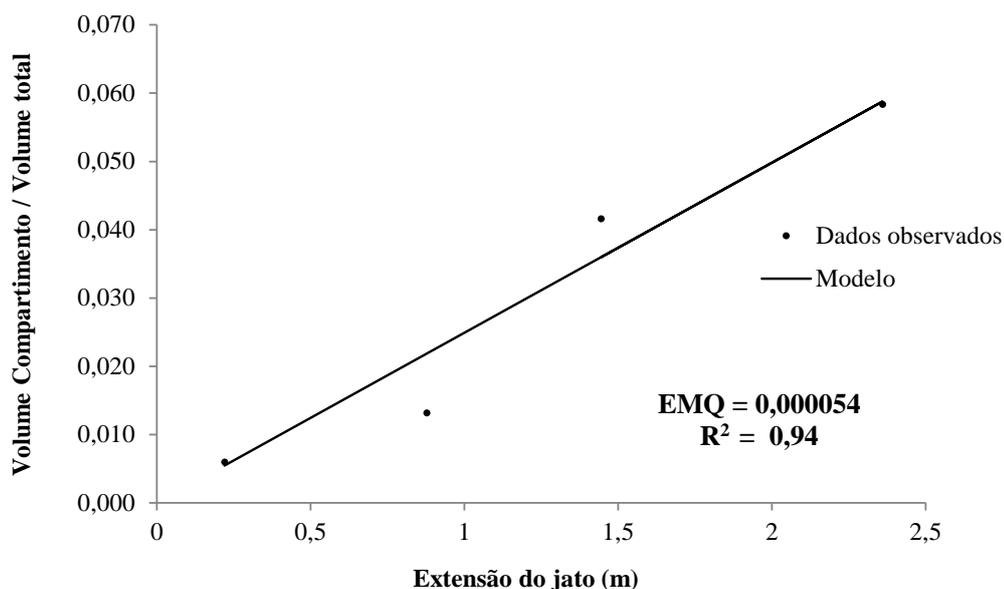
a) Reservatório superior com maior velocidade de entrada. b) Reservatório superior com menor velocidade de entrada.



c) Reservatório inferior com maior velocidade de entrada. d) Reservatório inferior com menor velocidade de entrada.

**FIGURA 5.30. Zonas de influência das velocidades de entrada, no interior dos reservatórios simulados.**

A partir desta análise, obteve-se um volume para cada caso simulado, e com isto, foi possível estabelecer uma relação com a extensão do jato de entrada para cada caso, calculada a partir das eq. (3.22, 3.23, 3.24 e 3.25) apresentadas no ítem 3.4.3 do capítulo 3. A Figura 5.31 apresenta a curva obtida com o ajuste do modelo (erro médio quadrático e o coeficiente de determinação). A influência encontrada com a extensão dos jatos de entrada em reservatórios confirmam os resultados obtidos por Martinson & Lucey (2004).



**FIGURA 5.31. Volume do compartimento de entrada em reservatórios.**

A equação obtida para determinar o volume de influência da entrada em um reservatório predial (volume do compartimento A adotado nos itens 5.4.1 e 5.4.2) está apresentada conforme a eq. (5.19):

$$V_A = 0,0249 \cdot v_{ent} \cdot V_t \cdot \sqrt{D_{ent}/g'} \quad 5.19$$

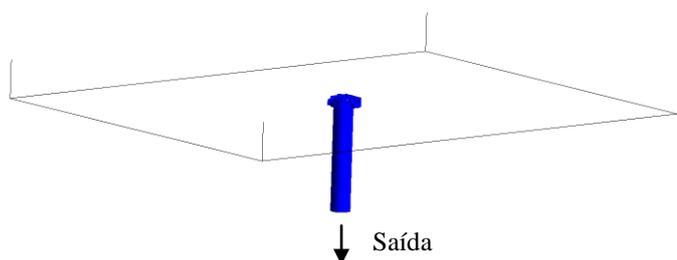
onde  $v_{ent}$  é a velocidade de entrada no reservatório,  $D_{ent}$  é o diâmetro de entrada e  $g'$  é a gravidade reduzida calculada pela eq. (3.24) conforme descrito no item 3.4.3 do capítulo 3.

Da mesma forma, o volume de influência do dispositivo de saída do reservatório predial (Volume do compartimento C adotado nos itens 5.4.1 e 5.4.2) também foi analisado, considerando as velocidades de saída de cada simulação juntamente com as coordenadas (plano x, y e z), conforme apresentado na Figura 5.32, a qual mostra volumes nos quais as velocidades sofrem alterações quando comparadas às velocidades no interior do reservatório, em cada simulação realizada.

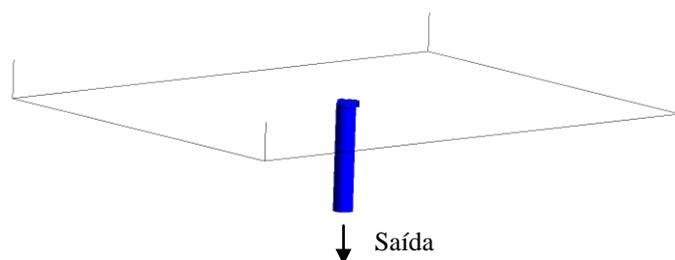
Observa-se que os dispositivos de saída dos reservatórios prediais apresentam menor influência no interior do reservatório. As parcelas referentes à tubulação de saída foram desconsideradas.

ANSYS

ANSYS



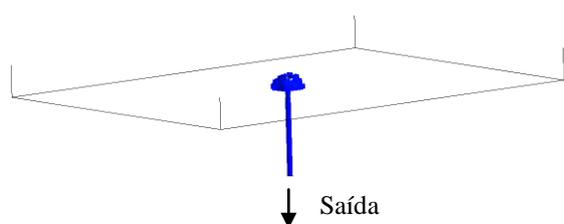
a) Reservatório superior com maior velocidade de saída.



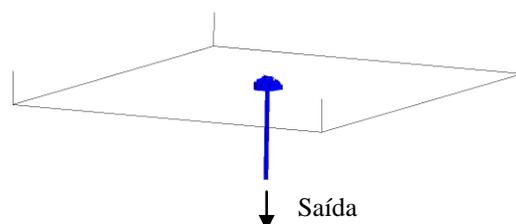
b) Reservatório superior com menor velocidade de entrada.

ANSYS

ANSYS



c) Reservatório inferior com maior velocidade de saída.



d) Reservatório inferior com menor velocidade de saída.

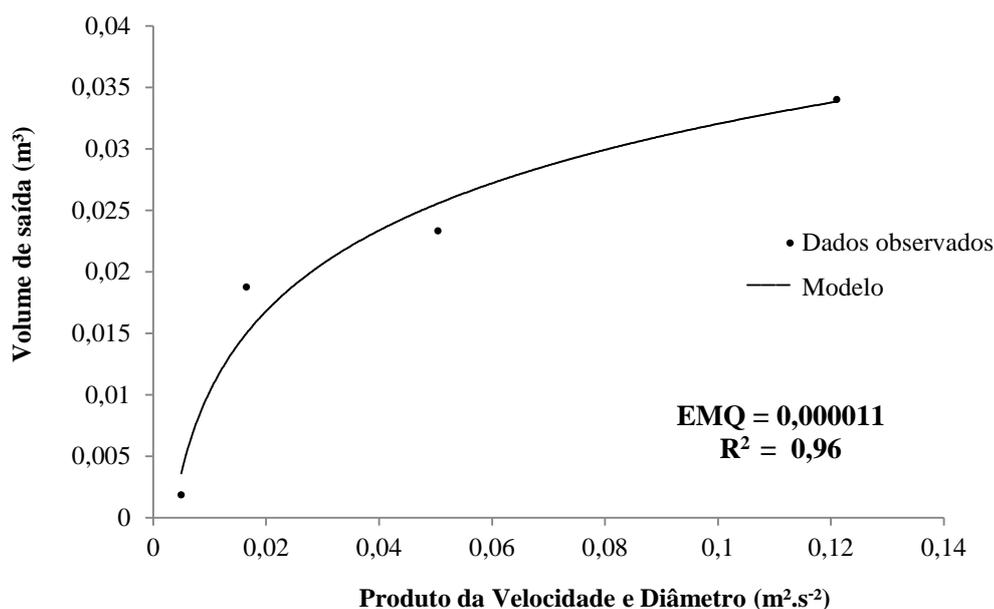
**FIGURA 5.32. Zonas de influência das velocidades de saída, com relação ao interior dos reservatórios simulados.**

Assim, foi obtida uma relação entre o volume de água influenciado pela saída, a velocidade de saída e o diâmetro do dispositivo. A equação obtida (eq. 5.20) demonstrou um bom ajuste do modelo, apresentando coeficiente de determinação de 0,96 e um erro médio quadrático igual a 0,000011 conforme a Figura 5.33.

$$V_C = 0,0095 \cdot \ln(v_{saí} \cdot D_{saí}) + 0,0538$$

5.20

onde  $v_{saí}$  e  $D_{saí}$  são respectivamente a velocidade de saída e o diâmetro da saída do reservatório.

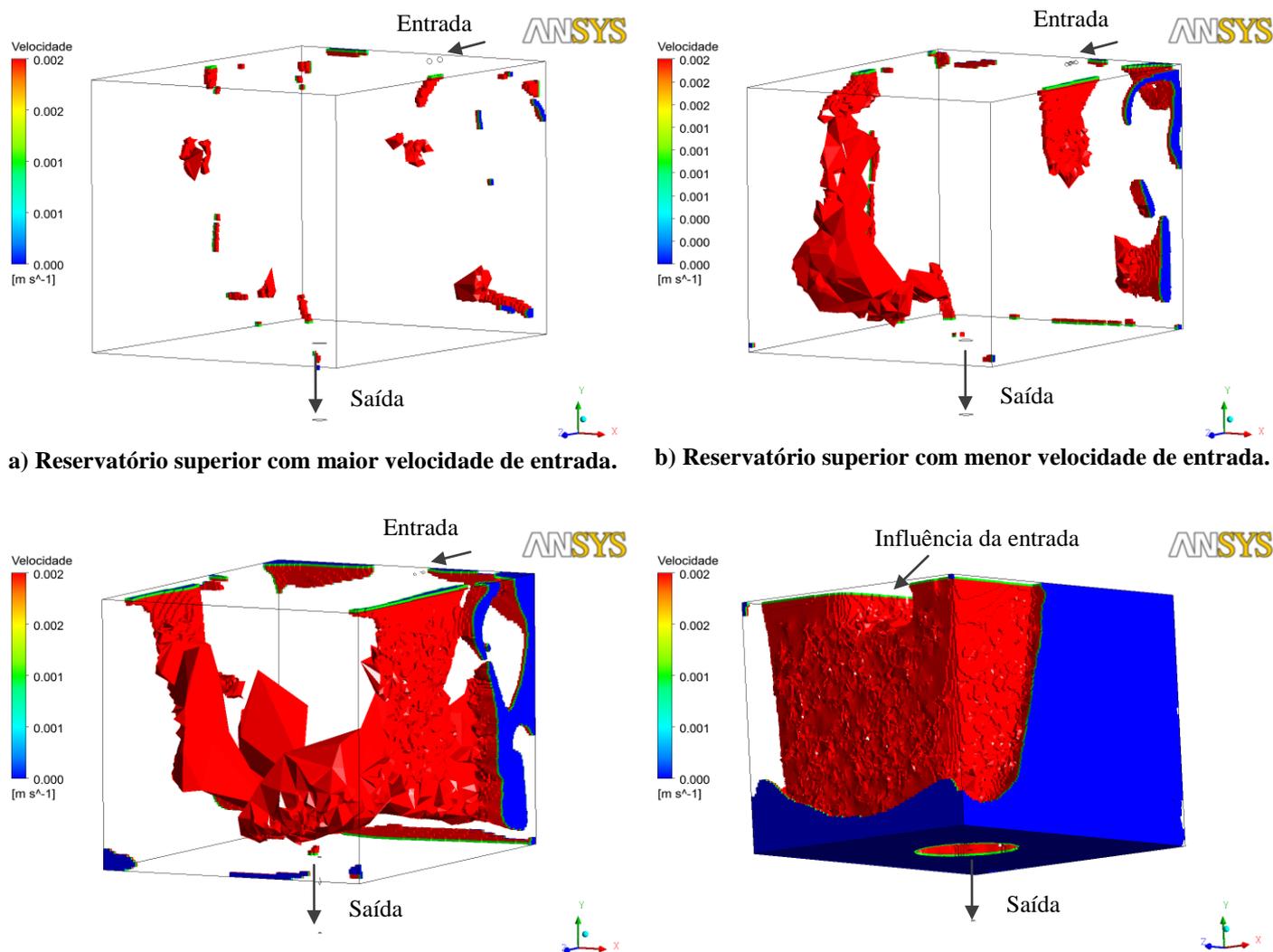


**FIGURA 5.33. Volume do compartimento de saída em reservatórios.**

Finalmente, por meio das simulações realizadas, foi possível notar que há regiões do reservatório que apresentaram velocidades muito baixas, próximas a zero (Figura 5.28), que são referenciadas como zonas mortas ou zonas próximas à estagnação (Clark *et al.*, 1993; Rossman & Graymann, 1999; Tian & Roberts, 2008).

Neste estudo foi considerado como zona próxima à estagnação, as regiões com velocidades abaixo de  $0,002\text{m}\cdot\text{s}^{-1}$  (cem vezes menor que a menor velocidade de entrada simulada). As zonas próximas à estagnação podem ser observadas pela Figura 5.34.

Regiões de menores velocidades são caracterizadas por apresentar menores taxas de troca de massa de constituintes na água, e que também podem conferir zonas de deposição de impurezas que podem eventualmente adentrar no reservatório, em função de falhas de vedação, por exemplo, como já identificado em simulações realizadas com reservatórios de distribuição (Stamou, 2002; Nordblom & Bergdahl, 2004).



a) Reservatório superior com maior velocidade de entrada.

b) Reservatório superior com menor velocidade de entrada.

c) Reservatório inferior com maior velocidade de entrada.

d) Reservatório inferior com menor velocidade de entrada.

**FIGURA 5.34. Compartimento de zonas de menores velocidades (zonas mortas) em reservatórios.**

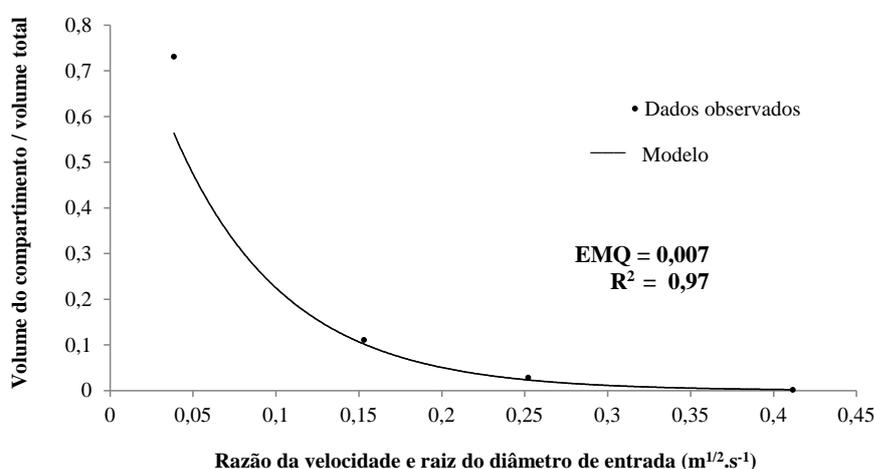
Ao se avaliar a Figura 5.34 nota-se que a simulação do reservatório elevado com maior velocidade de entrada (Figura 5.34a) não apresentou uma zona de estagnação definida. Por outro lado, a condição da simulação do reservatório enterrado com a menor velocidade de entrada apresentou uma grande região com velocidades menores que cem vezes a velocidade da entrada deste caso (Figura 5.34d). Tal observação indica que as maiores velocidades com que a água abastece o reservatório predial reduzem as zonas de estagnação no seu interior.

Os volumes da zona de baixas velocidades foi correlacionado com os parâmetros de entrada e saída dos reservatórios (velocidade, diâmetro, momento e vazão) através do teste de correlação de Spearman, e obteve-se que as maiores correlações com o volume de zona de baixa velocidade foram obtidas entre a velocidade de entrada e o diâmetro de entrada, a um

um nível de significância de 0,01. Tal resultado confirmou que a entrada dos reservatórios prediais exerce maior influência na mistura dos mesmos.

Com isto, definiu-se uma relação entre o volume da zona de baixas velocidades (zona em condições próxima à estagnação), velocidade de entrada e o diâmetro de entrada, descrita pela eq. 5.21 e apresentada na Figura 5.35. Esta relação apresentou um ajuste dos dados de forma adequada, com  $R^2$  igual a 0,97 e EMQ igual a 0,007.

$$V_D = e^{-14,93 \cdot v_{ent} \cdot \sqrt{D_{ent}}} \quad 5.21$$



**FIGURA 5.35. Volume do compartimento de saída em reservatórios.**

Finalmente, a partir das definições dos compartimentos que representam a influência dos dispositivos de entrada, de saída e da região de menores velocidades, foi possível finalizar os modelos de três compartimentos e de quatro compartimentos, desenvolvidos nos itens 5.4.1 e 5.4.2 deste capítulo. A vazão de troca de água entre a região de menores velocidades e o restante do reservatório foi definida como proporcional ao volume da zona de menor velocidade, sendo calculada pela eq. (5.22).

$$Q_D = Q_{ent} \cdot \frac{V_D}{V_t} \quad 5.22$$

É importante ressaltar que, nos estudos anteriores sobre modelos matemáticos para reservatórios (de sistemas de distribuição), os volumes fixados na tentativa de representar

modelos reais de mistura assumiam valores fixos, proporcionais ao volume total do reservatório, ao invés da proposta de uma equação que relacionasse diferentes parâmetros envolvidos no sistema (Mau *et al.*, 1995; Grayman *et al.*, 1996).

As equações relacionadas à extensão de jatos são comumente adotadas em casos de grande variação de temperatura, avaliando-se a estratificação térmica (Roberts *et al.*, 2006; Tian & Roberts, 2008) ou em tanques de água de chuva, onde a mistura não é desejável (Martinson & Lucey, 2004), ou mesmo têm sido usadas na determinação de tempos de mistura para que os reservatórios se tornem completamente misturados (Rossman & Graymann, 1999). No entanto, a visão deste trabalho consiste na identificação das condições reais de reservatórios prediais (estruturas não estudadas anteriormente), baseando-se nas equações relacionadas à extensão de jatos para delimitar a zona de influência da entrada dos reservatórios, e se obter um modelo detalhado para descrever o comportamento do cloro residual, e conseqüentemente, garantir a segurança da qualidade da água.

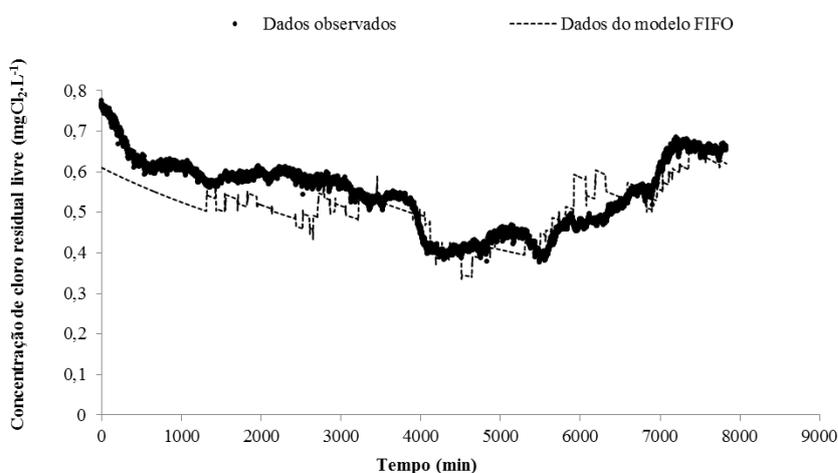
#### **5.4.4. Avaliação dos diferentes modelos de qualidade da água nos reservatórios prediais**

Os modelos ideais de mistura são comumente adotados para descrever sistemas ou unidades de reservação e tratamento de fluidos, seja considerando mistura completa ou fluxos em pistão. Desta forma, os reservatórios prediais cujos parâmetros foram monitorados no presente trabalho, foram utilizados para testar e validar os modelos de qualidade da água analisados (mistura completa com decaimento de cloro de segunda ordem, fluxos pistão com decaimento de cloro de segunda ordem) e desenvolvidos (modelos de três e de quatro compartimentos com decaimento de cloro de segunda ordem).

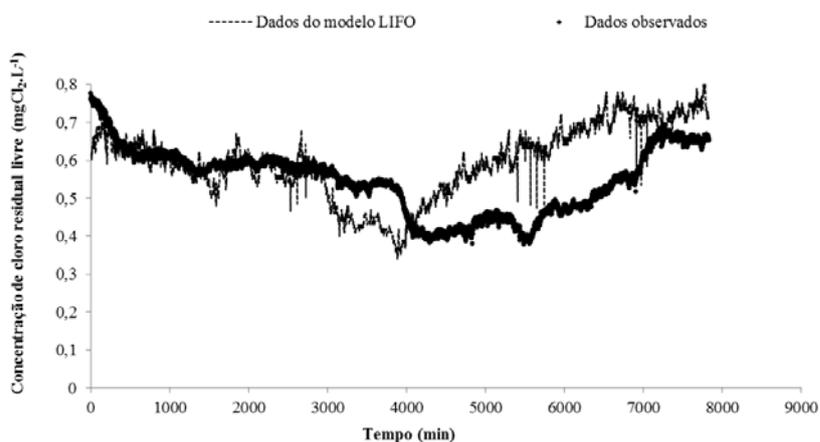
Todos os modelos testados, da mesma forma que os dados observados de cloro residual livre no levantamento de campo, não seguiram uma distribuição normal segundo o teste Kolmogorov-Smirnov, a um nível de significância de 95%. Desta forma, foi adotado um método não paramétrico na análise de variância denominado teste de Kruskal-Wallis (Montgomery & Runger, 1999) para avaliar o ajuste de cada modelo aos dados observados em campo.

#### 5.4.4.1. Avaliação de um reservatório enterrado

Os dados monitorados no reservatório enterrado, descrito no ítem 5.2, foram aplicados aos modelos de qualidade da água. A Figura 5.36 apresenta os comportamentos dos modelos de qualidade da água, compostos por fluxo pistão (modelo primeiro que entra-primeiro que sai - FIFO, e modelo último que entra-primeiro que sai - LIFO) com decaimento de cloro de segunda ordem, e a Figura 5.37 o comportamento do modelo de mistura completa (CSTR) com decaimento de cloro de segunda ordem.



a) Modelo FIFO com decaimento de cloro de segunda ordem.

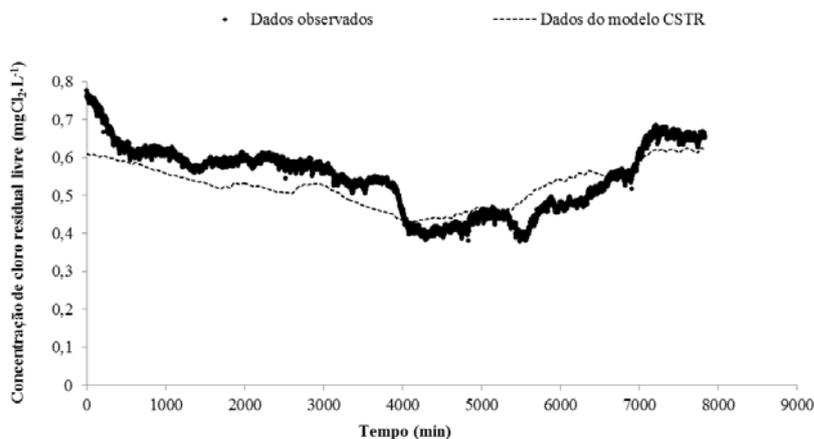


b) Modelo LIFO com decaimento de cloro de segunda ordem.

**FIGURA 5.36. Modelos de qualidade da água com modelos de fluxo pistão e decaimento de cloro de segunda ordem.**

Dentre os modelos ideais de mistura, esperou-se que o modelo LIFO com decaimento de cloro de segunda ordem não representasse adequadamente o reservatório enterrado, uma vez que os dispositivos de entrada e saída são separados e localizados em faces diferentes. O

teste estatístico não paramétrico de Kruskal-Wallis confirmou que, a um nível de 95% de confiança, os dados do modelo foram diferentes dos dados observados em campo.



**FIGURA 5.37. Modelos de qualidade da água com modelo de fluxo de mistura completa (CSTR) e decaimento de cloro de segunda ordem.**

Com o objetivo de avaliar com maior detalhamento o ajuste do modelo, e considerando que a análise de variância (ANOVA) é um método mais robusto que o teste de Kruskal-Wallis, e pode ser aplicado para amostras não-paramétricas quando o número de amostras é grande (Devore, 2000), decidiu-se também aplicar a ANOVA aos modelos.

Para o modelo LIFO, a análise de variância demonstrou a variação residual foi elevada (igual a 41,64), não indicando um bom ajuste do modelo. O teste  $F$  estatístico realizado juntamente com a análise de variância ( $p$ -valor  $< 0,05$ ), rejeitando a hipótese de igualdade entre os dados calculados pelo modelo e os dados observados a um nível de 95% de confiança, e o coeficiente de determinação calculado ( $R^2$ ) foi igual a 0,2913.

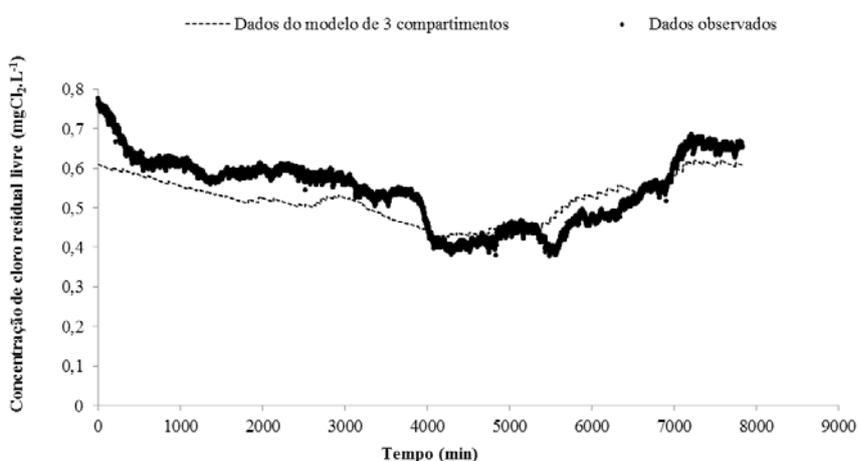
Por outro lado, o modelo FIFO apresentou um ajuste aceitável com  $R^2$  de 0,7523, mas também foi rejeitada a hipótese de igualdade entre os dados do modelo e os dados observados ao mesmo nível de confiança, tanto através do teste  $F$  estatístico, quanto pelo teste não-paramétrico de Kruskal-Wallis, ao nível de 95% de confiança. A variação residual da análise de variância foi igual a 1,71.

Já o modelo de mistura completa (CSTR) apresentou  $R^2$  igual a 0,8325, representando um melhor ajuste, com variação residual de 0,011, porém, da mesma forma que os demais modelos, houve rejeição da hipótese de igualdade com os dados observados no levantamento de campo, através do teste  $F$  estatístico ao nível de 95% de confiança. Já no teste de Kruskal-Wallis, foi aceita a hipótese de igualdade entre o modelo e os dados observados, ao mesmo nível de confiança ( $p$ -valor = 0,473). A diferença de resposta entre os testes é justificada pela

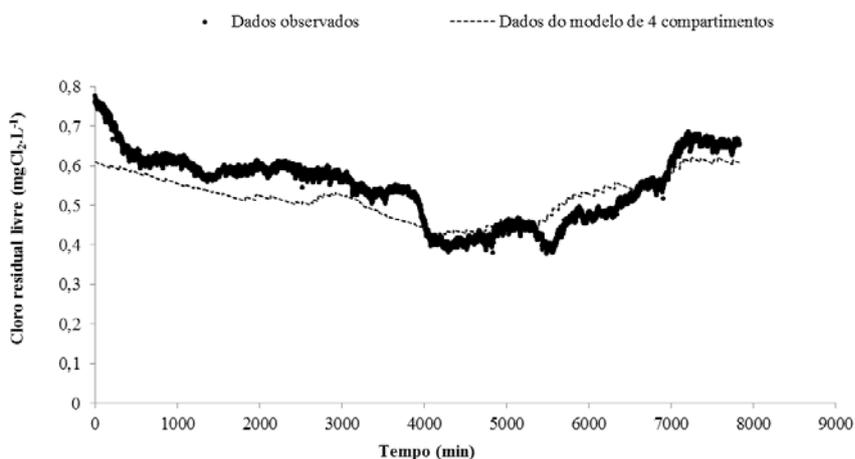
base de cálculo do teste  $F$  estatístico, que está relacionada à variância dos dados, e o modelo CSTR tende a generalizar a variabilidade dos dados, pois não considera as influências das entradas e saídas do reservatório.

O melhor desempenho dentre os modelos ideais foi o modelo de mistura completa, que foi de encontro a resultados obtidos em estudos anteriores para baixas relações entre comprimento e largura (Mau *et al.*, 1995; Clark *et al.*, 1996).

A Figura 5.38 apresenta os resultados dos modelos de três compartimentos e de quatro compartimentos com decaimento de cloro de segunda ordem.



a) Modelo de 3 compartimentos com decaimento de cloro de segunda ordem.

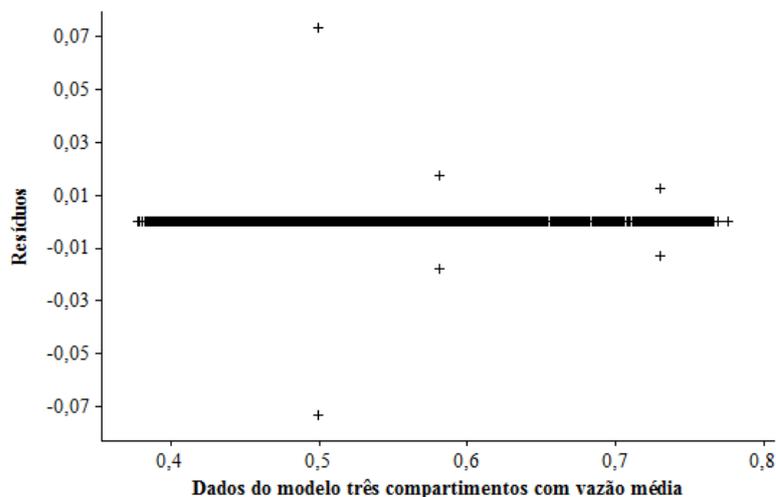


b) Modelo de 4 compartimentos com decaimento de cloro de segunda ordem.

**FIGURA 5.38. Modelos de qualidade da água com modelos compartimentados de fluxo desenvolvidos e decaimento de cloro de segunda ordem.**

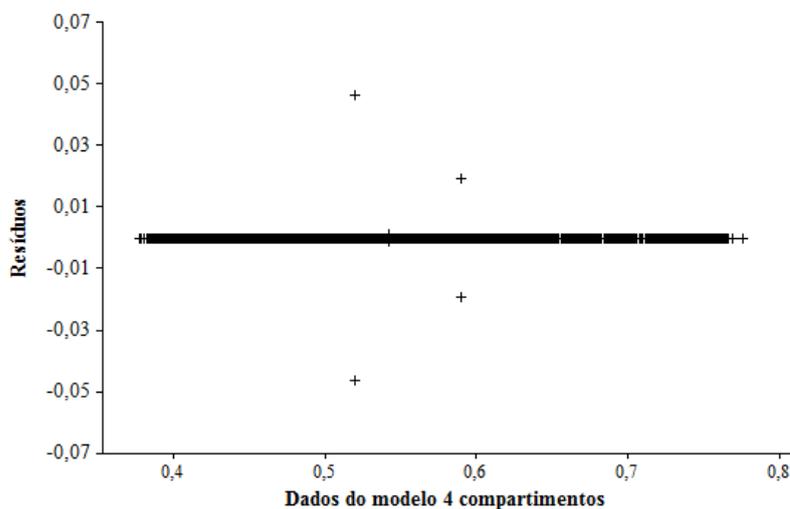
Nota-se que, visualmente, os modelos compartimentados seguiram um comportamento parecido com o modelo de mistura completa, no entanto, houve maior proximidade dos dados





b) Modelo de 3 compartimentos com decaimento de cloro de segunda ordem.

**FIGURA 5.39. Distribuição dos resíduos dos modelos CSTR e três compartimentos.**



**FIGURA 5.40. Distribuição dos resíduos do modelo de quatro compartimentos.**

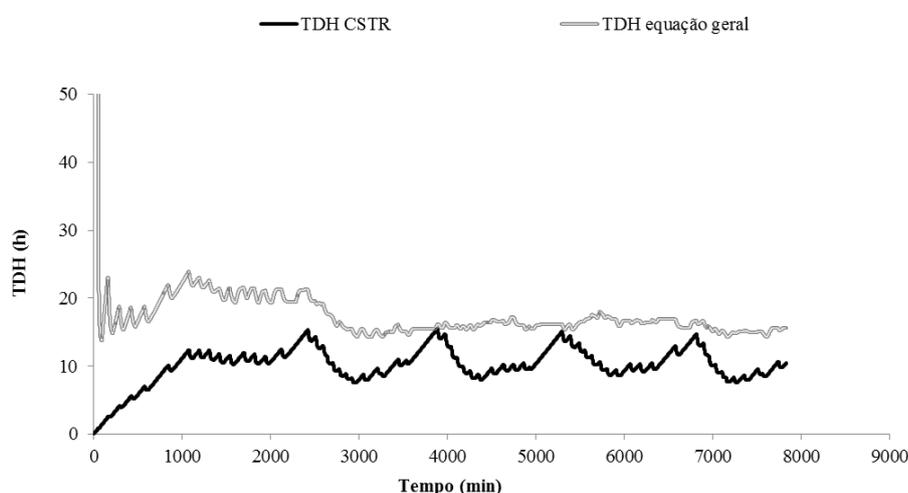
Através da análise de ajuste dos modelos realizada, em conjunto com a visualização da distribuição dos resíduos (Figura 5.39 e Figura 5.40), foi possível concluir que os modelos compartimentados foram mais representativos do comportamento no interior do reservatório enterrado monitorado em campo. Dentre estes, o modelo de quatro compartimentos foi aquele que apresentou o melhor ajuste dos dados estatisticamente.

Nesta condição, pode-se afirmar que há comportamentos diferenciados no interior do reservatório analisado, influenciados pelos dispositivos de entrada e saída, cujos volumes obtidos foram iguais a  $0,25\text{m}^3$  (compartimento da entrada) e  $0,04\text{m}^3$  (compartimento de saída), e também há um volume significativo de baixa velocidade (próximo à estagnação) cujo valor determinado e considerado no modelo de quatro compartimentos foi igual a  $4,92\text{m}^3$  com vazão de troca com o volume variável do reservatório de  $6 \cdot 10^{-6}\text{m}^3 \cdot \text{h}^{-1}$ .

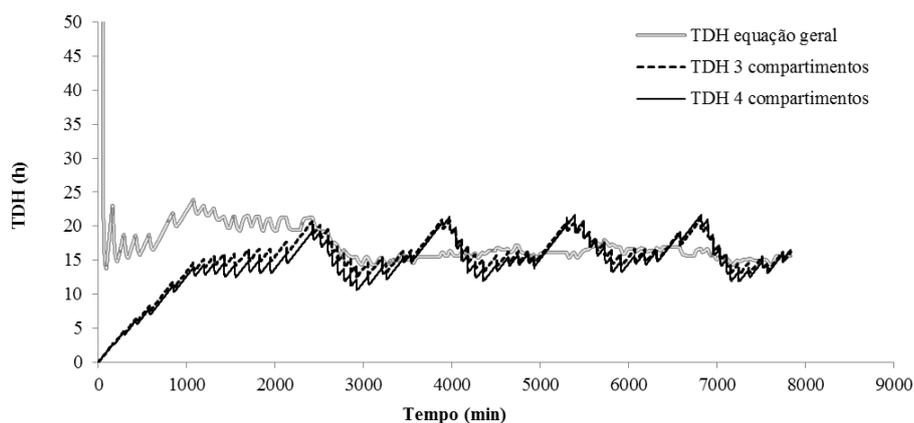
Através da aplicação destes modelos ao reservatório real, pode-se confirmar que a influência da saída do reservatório é muito pequena, quando comparada à entrada. Ao se comparar os modelos de três e quatro compartimentos, nota-se que a incorporação do volume de estagnação no modelo permitiu explicar a parcela da variância dos dados que não foi explicada no modelo de três compartimentos, permitindo um melhor entendimento do funcionamento do reservatório.

O comportamento do TDH da água para os modelos de mistura completa (CSTR), três compartimentos para a vazão máxima e quatro compartimentos para a vazão média, está apresentado na Figura 5.41, em comparação com o TDH determinado pela equação geral (eq. 3.19) descrita por Lansley & Boulos (2005), utilizando os dados do levantamento de campo. Os modelos de fluxo pistão não se mostraram adequados também para descrever o TDH da água do reservatório enterrado avaliado.

Através dos modelos da Figura 5.41a, nota-se que o modelo de mistura completa (CSTR) foi aquele que mais se distanciou dos valores da equação geral, enquanto os modelos compartimentados apresentaram valores mais próximos da curva, e por sua vez, mostraram comportamentos muito semelhantes entre si (Figura 5.41b).



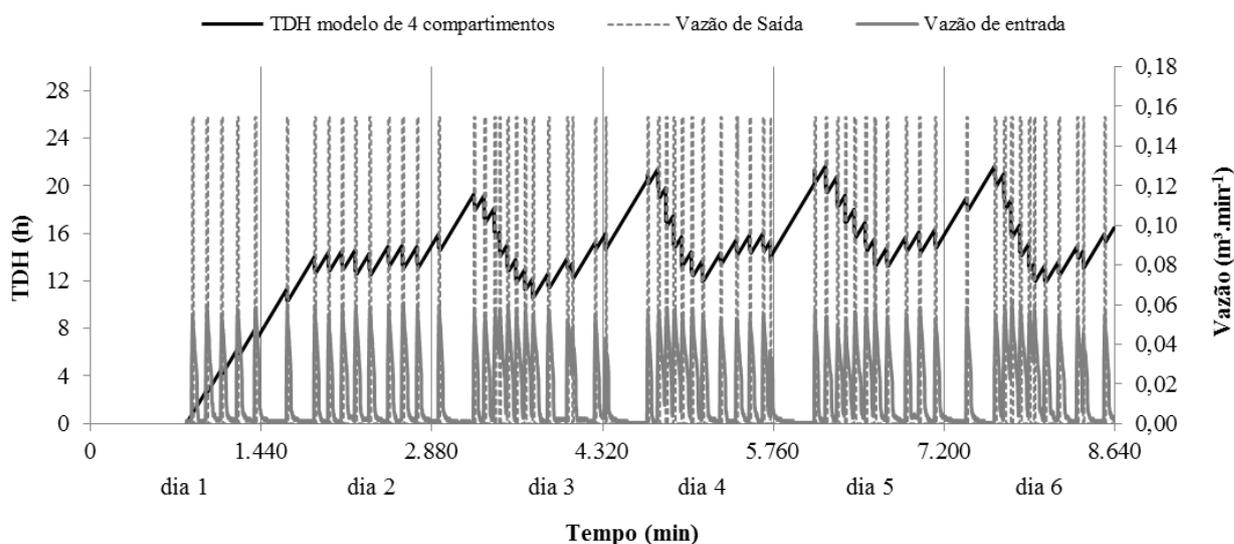
a) Modelo CSTR para o TDH da água.



b) TDH da água pelo modelo de três compartimentos calculados pela vazão máxima de entrada.  
**FIGURA 5.41. Respostas dos modelos de qualidade da água discutidos para o TDH.**

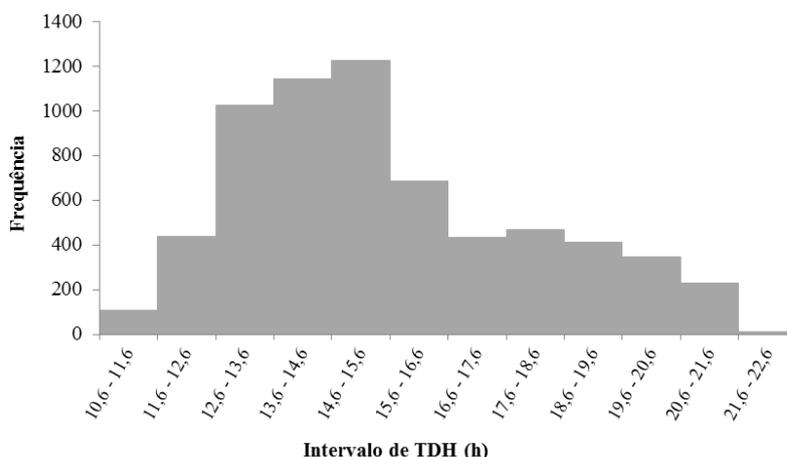
Também, foi possível verificar uma maior variabilidade do TDH ao longo do tempo através dos modelos compartimentados, quando comparados aos dados determinados pela equação geral. Isto provavelmente descreveu melhor o comportamento da água no reservatório, devido ao comportamento das vazões de entrada e saída do reservatório enterrado, características do funcionamento da bomba que envia água para o reservatório elevado, periodicamente, que pode ser confirmado pela Figura 5.42.

Nota-se que os aumentos do TDH da água ocorrem nos períodos em que não há vazão de entrada e saída do reservatório, ou seja, durante a madrugada principalmente, quando não há consumo de água, explicando de forma mais coerente do que na Figura 5.15.



**FIGURA 5.42. Comportamento do TDH no modelo de quatro compartimentos adotado para descrever o reservatório enterrado.**

A Figura 5.43 apresenta o histograma de frequências do TDH para o reservatório enterrado. A variação do TDH foi de 10,6h a 21,7h, sendo que as maiores frequências foram entre 12,6h e 15,6h. Em comparação, pelo cálculo da equação geral, a variação do TDH foi de 14h a 18h, sendo o TDH médio encontrado igual a 16h, com menor variação que o modelo adotado.

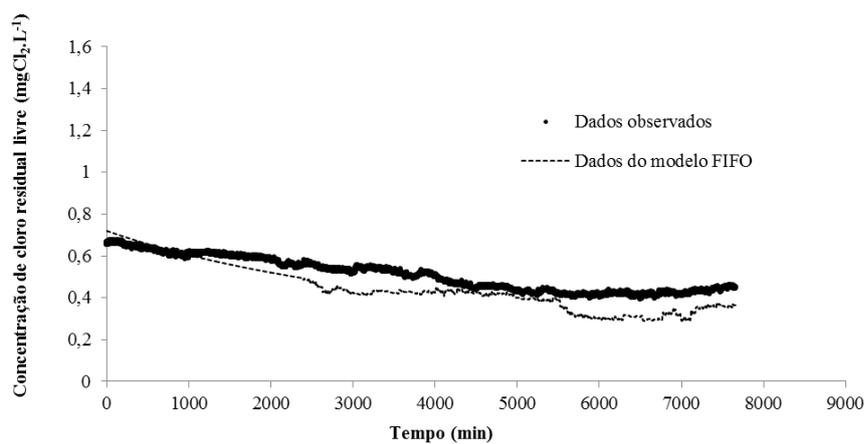


**FIGURA 5.43. Histograma de frequências do TDH no reservatório enterrado.**

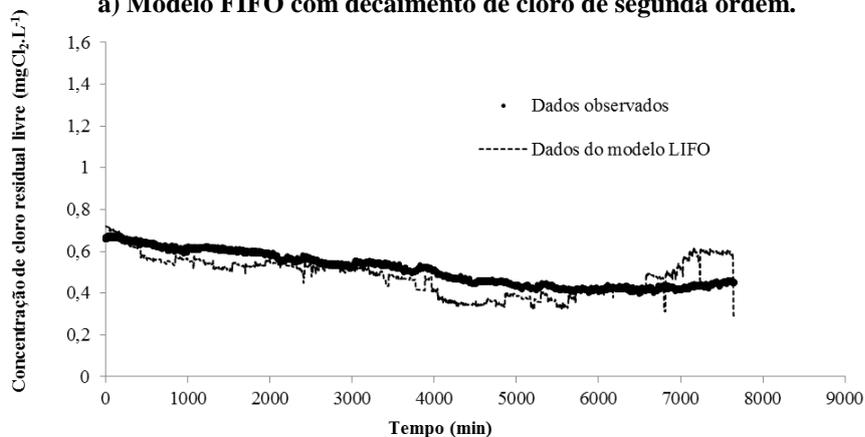
Com relação ao reservatório enterrado, pode-se concluir que o modelo de quatro compartimentos descreveu melhor o comportamento do reservatório, permitindo uma maior quantidade de informações sobre o reservatório como: a presença de uma zona próxima à estagnação  $4,92\text{m}^3$  de volume, um volume de  $0,25\text{m}^3$  influenciado pela entrada do reservatório,  $0,04\text{m}^3$  de volume influenciado pela saída, e o TDH variou com maior frequência entre 12,6h e 15,6h.

#### 5.4.4.2. Avaliação de um reservatório elevado

Todos os modelos descritos neste trabalho foram também aplicados a um reservatório elevado, discutido previamente no ítem 5.2. A Figura 5.44 apresenta os modelos de fluxo pistão com decaimento de cloro de segunda ordem, e a Figura 5.45, o modelo de mistura completa com decaimento de cloro de segunda ordem.

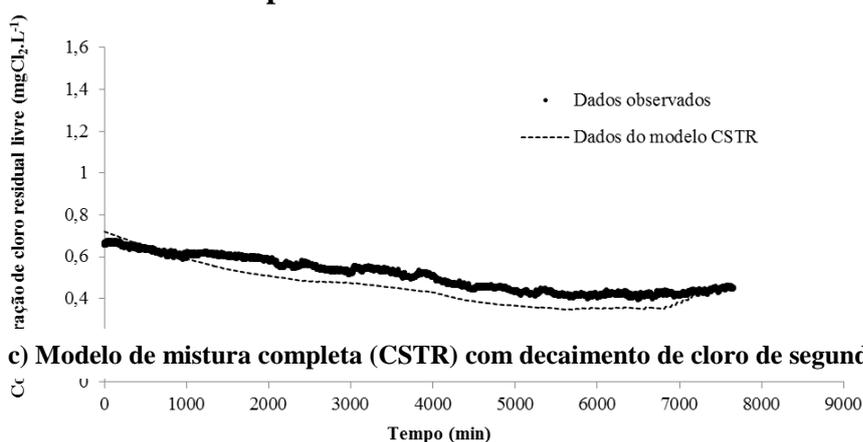


a) Modelo FIFO com decaimento de cloro de segunda ordem.



b) Modelo LIFO com decaimento de cloro de segunda ordem.

**FIGURA 5.44. Modelos de qualidade com fluxo pistão e decaimento de cloro de segunda ordem aplicados ao reservatório elevado.**



c) Modelo de mistura completa (CSTR) com decaimento de cloro de segunda ordem.

**FIGURA 5.45. Modelos de qualidade com misturas completa (CSTR) e decaimento de cloro de segunda ordem aplicados ao reservatório elevado.**

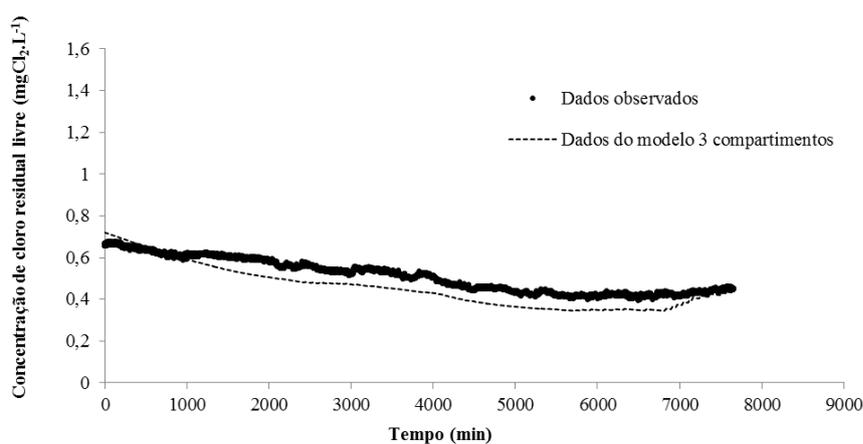
Os resultados de ajuste dos modelos ideais aos dados observados para o reservatório elevado foram semelhantes aos obtidos para o reservatório enterrado. O modelo de fluxo pistão LIFO (Figura 5.44a) com decaimento de cloro de segunda ordem não se mostrou adequado para representar o comportamento do reservatório, apresentando  $R^2 = 0,3590$ ,

variância residual de 0,06 e foi rejeitada a hipótese de igualdade entre os dados do modelo e os dados observados ao nível de confiança de 95%, pelos testes  $F$  estatístico e Kruskal-Wallis.

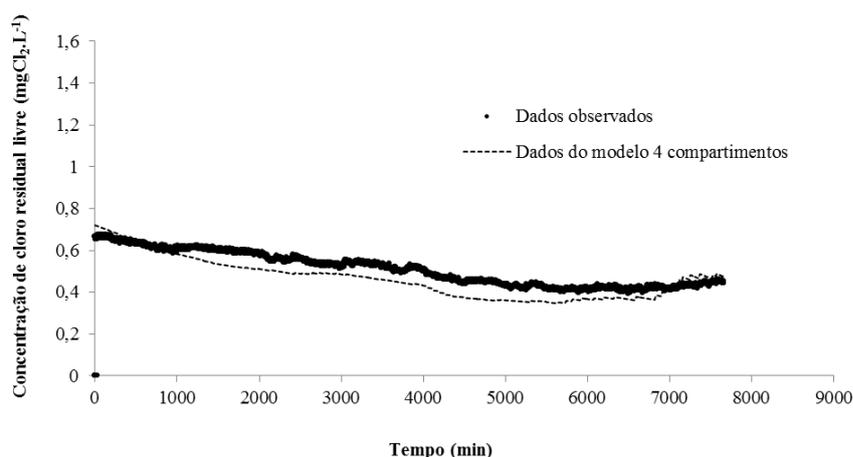
Já o modelo de fluxo pistão FIFO (Figura 5.44b) apresentou maior coeficiente de determinação ( $R^2 = 0,6647$ ) e menor variância residual (0,02), porém, também foi rejeitada a hipótese de igualdade dos dados pelos testes de hipótese (testes  $F$  estatístico e Kruskal-Wallis).

A análise estatística do ajuste dos dados observados ao modelo de mistura completa (Figura 5.45) indicou que este modelo foi melhor, quando comparado aos demais modelos ideais, para representar o reservatório elevado. O coeficiente de determinação foi igual a 0,8844, a variância residual foi de 0,002 e foi aceita a hipótese de igualdade dos dados observados e dados do modelo ao nível de 95% de confiança, pelo teste de Kruskal-Wallis (p-valor = 0,465). Porém, a mesma hipótese foi rejeitada pelo teste  $F$  estatístico. Este modelo foi então comparado aos modelos compartimentados (Figura 5.45).

A Figura 5.46 apresenta os modelos de três e de quatro compartimentos em comparação aos dados observados. O modelo de três compartimentos (Figura 5.46a) apresentou um bom ajuste, inclusive com coeficiente de determinação maior quando comparado ao modelo de mistura completa ( $R^2 = 0,9588$ ). O teste de Kruskal-Wallis resultou na aceitação da hipótese de igualdade dos dados a um nível de 95% de confiança (p-valor = 0,490), mas da mesma forma que na análise do modelo de mistura completa, o teste  $F$  estatístico resultou na rejeição da igualdade entre os dados observados e os dados do modelo. A variância residual foi de 0,001.



a) Modelo de 3 compartimentos com decaimento de cloro de segunda ordem.



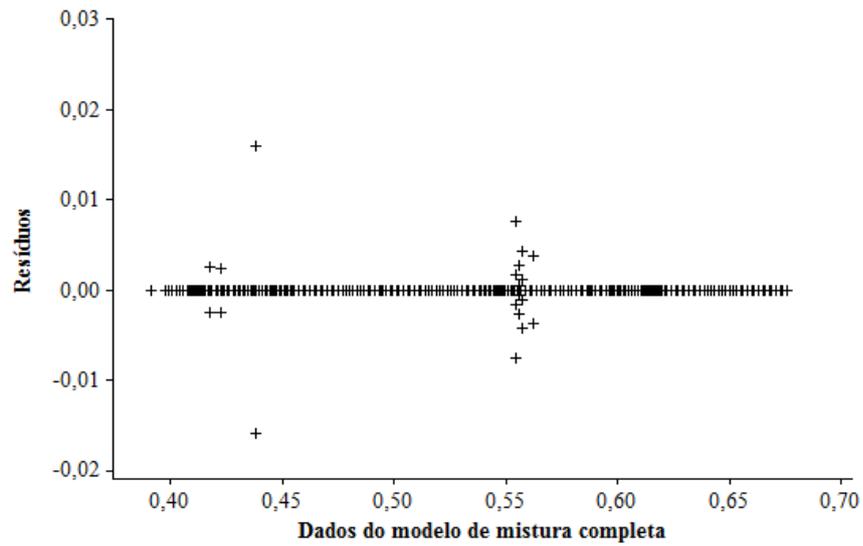
b) Modelo de 4 compartimentos com decaimento de cloro de segunda ordem.

**FIGURA 5.46. Modelos de qualidade compartimentados e decaimento de cloro de segunda ordem aplicados ao reservatório elevado.**

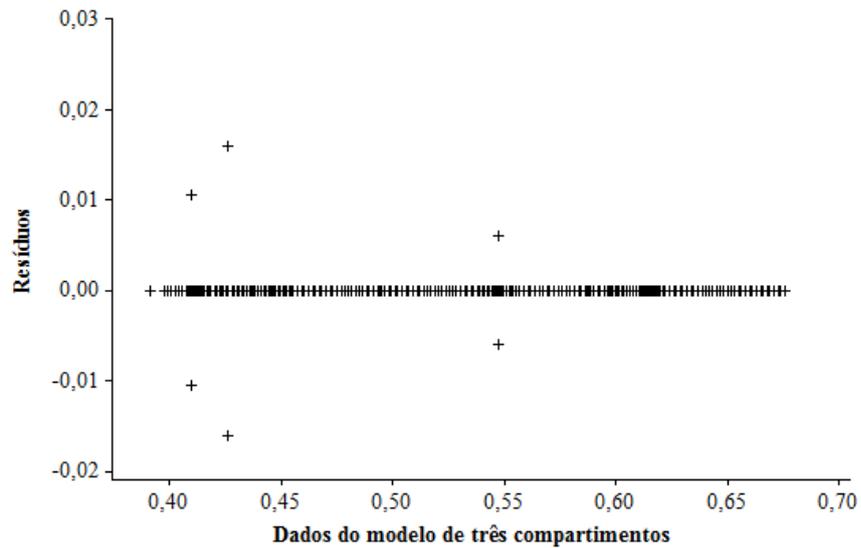
O modelo de quatro compartimentos (Figura 5.46b) foi aquele que forneceu o melhor ajuste com relação aos dados observados, comprovado pela avaliação do coeficiente de determinação ( $R^2 = 0,9975$ ) e variação residual de 0,0005, além da aceitação da hipótese de igualdade dos resultados em comparação com valores observados com 95% de confiança, pelo teste de Kruskal-Wallis ( $p$ -valor = 0,495) e também pelo teste  $F$  estatístico ao mesmo nível de confiança.

Da mesma forma que ocorreu com a avaliação do reservatório enterrado para o modelo de mistura completa, a rejeição da hipótese de igualdade entre os dados observados no reservatório elevado para os modelos de mistura completa e três compartimentos no teste  $F$  estatístico, se deve ao fato das diferenças entre a variabilidade dos dados, na qual o teste é baseado, e por isto, foi mais restritivo que o teste Kruskal-Wallis.

Assim, o bom ajuste do modelo de quatro compartimentos pode ser interpretado pela ocorrência de uma zona de baixa velocidade (próxima à estagnação) no reservatório elevado, indicando que, da mesma forma que ocorre no reservatório enterrado, a velocidade de entrada não foi suficiente para promover mistura em seu interior. A Figura 5.47 mostra a distribuição dos resíduos para os modelos de mistura completa e três compartimentos e a Figura 5.48 apresenta a distribuição dos resíduos para o modelo de quatro compartimentos.

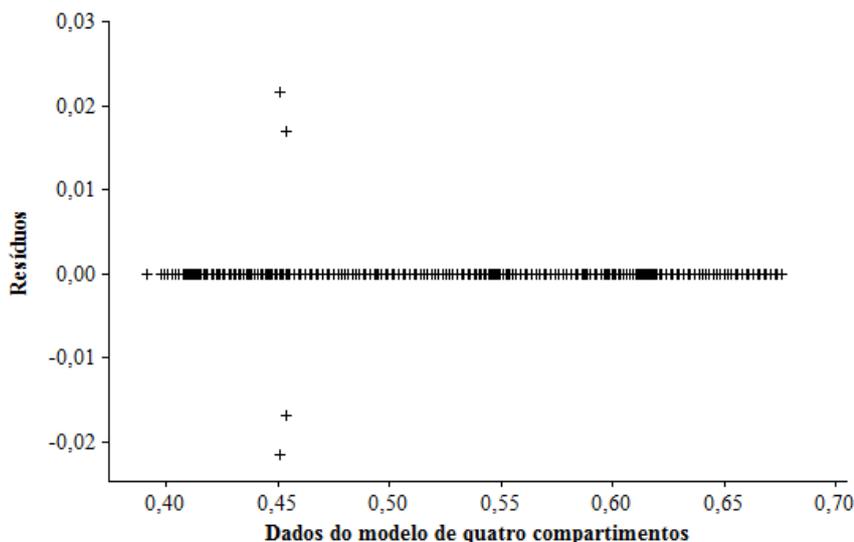


a) Modelo demistura completa (CSTR) com decaimento de cloro de segunda ordem.



b) Modelo de 3 compartimentos com decaimento de cloro de segunda ordem.

**FIGURA 5.47.** Distribuição dos resíduos dos modelos CSTR e de três compartimentos para o reservatório elevado.



**FIGURA 5.48. Distribuição dos resíduos do modelo de quatro compartimentos para o reservatório elevado.**

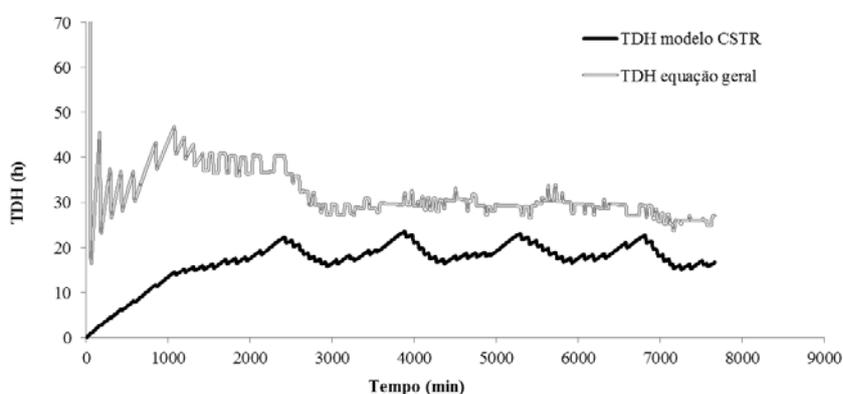
A partir das Figuras 5.47 e 5.48 e da análise estatística realizada, conclui-se que os modelos compartimentados apresentaram distribuição dos resíduos mais adequadas do que o modelo de mistura completa, por considerar as influências das entradas e saídas, e ainda melhor foi considerado o modelo de quatro compartimentos, que considerou uma zona de baixas velocidades (zona de velocidade próxima à estagnação). O volume de influência da entrada foi de  $0,22\text{m}^3$ , o volume de influência de saída foi muito baixo ( $0,005\text{m}^3$ ) e o volume de baixas velocidades foi de  $17,06\text{m}^3$ , aproximadamente a metade do volume total do reservatório, com vazão de troca de  $1,5 \cdot 10^{-4}\text{m}^3 \cdot \text{h}^{-1}$ .

Desta forma, pode-se concluir que há um grande volume com velocidades muito baixas no reservatório elevado, que é significativo na descrição do comportamento do cloro livre na água potável armazenada.

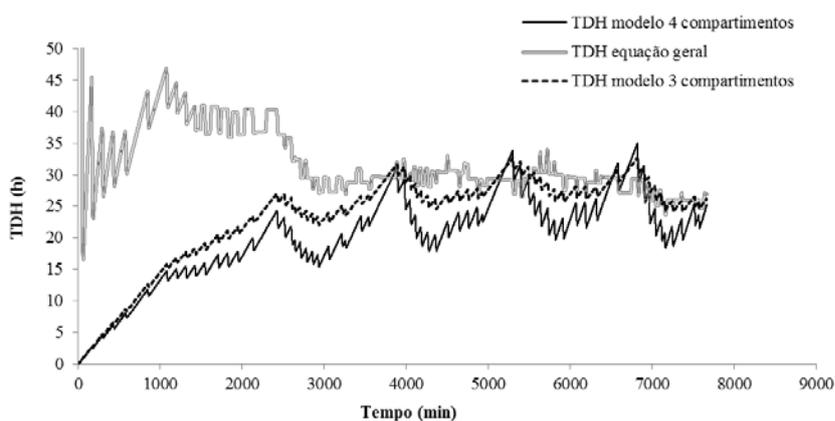
Também, visto os resultados dos modelos compartimentados, foi possível confirmar a importância da entrada do reservatório no seu modelo de mistura e conseqüentemente, na qualidade da água, indo de encontro a outros estudos relacionados a jatos em reservatórios do sistema de abastecimento de água (Rossman & Graymann, 1999; Roberts *et al.*, 2006; Tian & Roberts, 2008). A influência da entrada é predominante com relação à influência da saída do reservatório, a qual não apresentou volume significativo nos reservatórios avaliados.

A Figura 5.49 apresenta o comportamento do TDH através dos modelos de mistura completa, de três e de quatro compartimentos. O TDH determinado pelo modelo de mistura completa (Figura 5.49a) apresentou comportamento semelhante ao observado no reservatório enterrado, ou seja, valores abaixo daqueles calculados pela equação geral de Lansey & Boulos (2005).

O Modelo de três compartimentos apresentou dados mais próximos daqueles determinados pela equação geral (Figura 5.49b). No entanto, nota-se que sua amplitude foi menor que a amplitude do modelo de quatro compartimentos, o que é explicado por ser considerada uma zona de estagnação neste último modelo, mas ambos os modelos são semelhantes em termos de variabilidade.



a) Modelo de mistura completa com decaimento de cloro de segunda ordem.

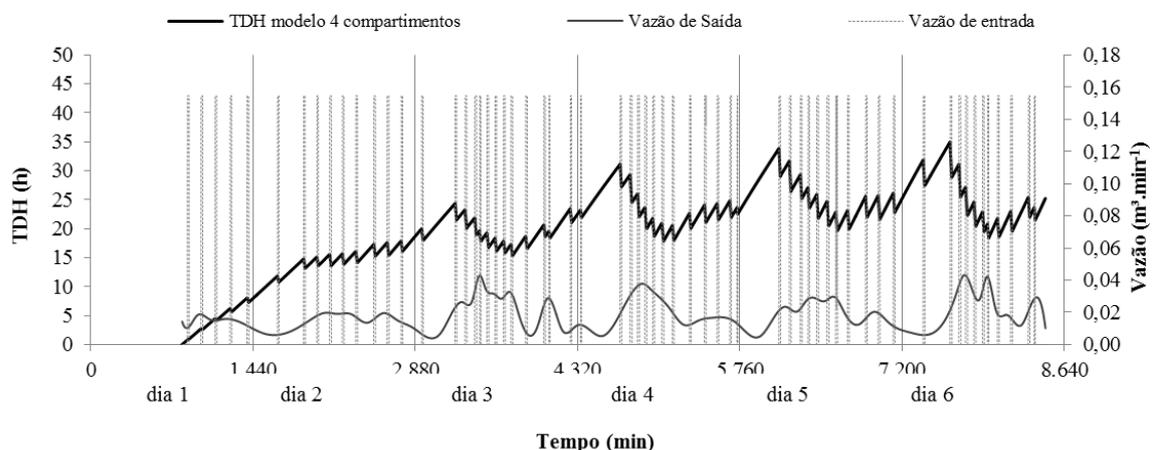


b) Modelos compartimentados com decaimento de cloro de segunda ordem.

**FIGURA 5.49. TDH obtido pelos modelos aplicados ao REL.**

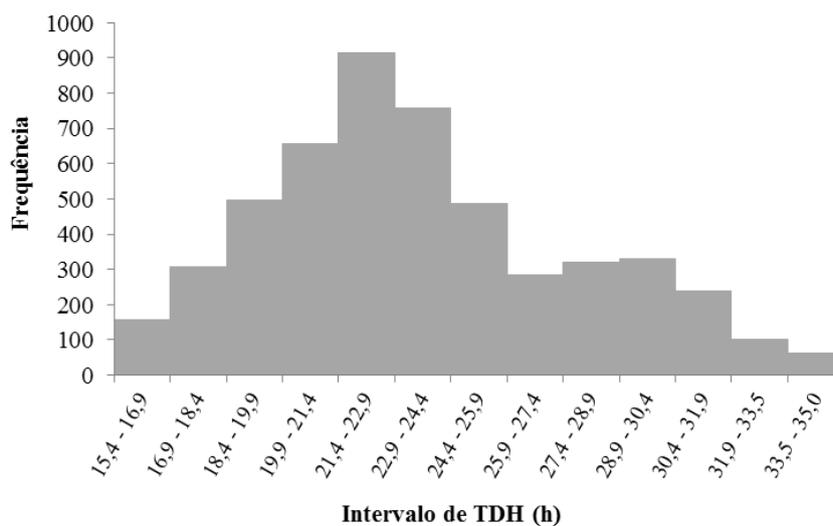
Na Figura 5.50 é apresentada uma comparação visual entre o TDH determinado pelo modelo de quatro compartimentos, acompanhado da variabilidade da vazão de entrada

(bombeamento) e de saída (consumo) no reservatório elevado, confirmando a reprodução do comportamento do reservatório no modelo adotado.



**FIGURA 5.50. Modelo de qualidade de quatro compartimentos e decaimento de cloro de segunda ordem com parâmetros hidráulicos do REL.**

Os valores de TDH obtidos no modelo de quatro compartimentos variaram entre 15,4h e 35,0h, enquanto que o TDH calculado pela equação de Lansley & Boulos (2005) apresentou variação entre 24h e 34h. A Figura 5.51 apresenta o histograma de frequências do TDH para o reservatório elevado. A maior frequência de valores esteve entre 20h e 24,4h.



**FIGURA 5.51. Histograma de frequências do TDH no reservatório elevado.**

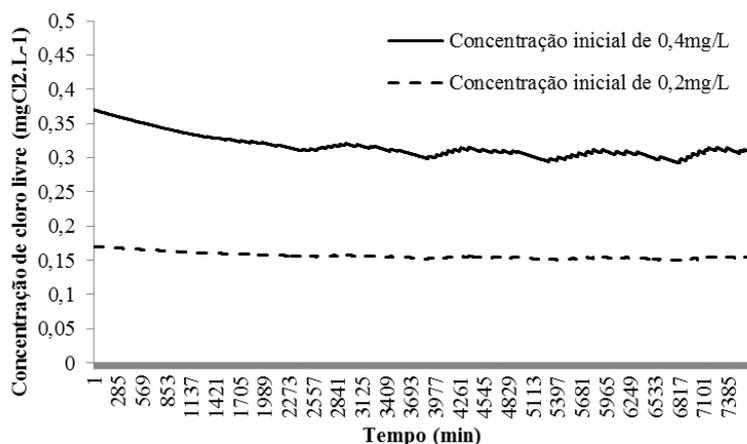
A validação do modelo de quatro compartimentos com dados do reservatório elevado permitiu concluir sobre a presença de uma zona próxima à estagnação de  $17\text{m}^3$  de volume, outra zona de  $0,22\text{m}^3$  de volume influenciada pela entrada do reservatório, e uma parcela pequena de  $0,05\text{m}^3$  de volume influenciada pela saída. O TDH variou com maior frequência entre 20h e 24,4h.

Dada a definição dos modelos aplicados aos reservatórios prediais monitorados em campo, pode-se afirmar que há uma zona de velocidades muito baixas no interior dos reservatórios, tanto enterrado quanto elevado, com baixa vazão de troca com o restante da água presente no corpo do reservatório, e que normalmente é denominada zona de estagnação ou zona morta.

Uma observação importante a se destacar, consiste na maior sensibilidade dos reservatórios prediais enterrados, em função da entrada ser normalmente controlada por chave de nível conectada a tubulações de entrada de diâmetro de 25mm, e que não conferem grande mistura no interior do mesmo, ao contrário de um reservatório elevado que normalmente possui vazões maiores em função do bombeamento de água, e que funciona em intervalos curtos de tempo. No estudo de caso avaliado, o reservatório enterrado possui volume total inferior ao reservatório elevado, o que não é comum, e ainda assim, apresentou zona de estagnação.

Com relação aos reservatórios elevados, a frequência de funcionamento da bomba, e a vazão de recalque também favorece a mistura, quando a vazão for mais elevada possível, respeitando maiores frequências de funcionamento, considerando, todavia, os custos e a eficiência energética envolvida no sistema.

Neste trabalho não houve decréscimo da concentração de cloro até valores abaixo do limite estabelecido pela Portaria do Ministério da Saúde nº 2914/2011 (Brasil, 2011) igual a para sistemas de distribuição de água ( $0,2 \text{mgCl}_2\cdot\text{L}^{-1}$ ). No entanto, foram realizadas simulações para os reservatórios monitorados em campo, considerando o fornecimento de água pela rede de distribuição pública de água com concentrações de  $0,4 \text{mgCl}_2\cdot\text{L}^{-1}$  e  $0,2 \text{mgCl}_2\cdot\text{L}^{-1}$ , conforme mostra a Figura 5.52.



**FIGURA 5.52. Concentrações de saída do conjunto de reservatórios prediais para entradas no sistema de  $0,4\text{mgCl}_2\cdot\text{L}^{-1}$  e  $0,2\text{mgCl}_2\cdot\text{L}^{-1}$ .**

Ao final do sistema de reservatórios prediais (reservatório enterrado seguido de reservatório elevado), as concentrações médias de cloro residual livre foram respectivamente  $0,32\text{mgCl}_2\cdot\text{L}^{-1}$  e  $0,16\text{mgCl}_2\cdot\text{L}^{-1}$ , atingindo concentrações mínimas de  $0,15\text{mgCl}_2\cdot\text{L}^{-1}$ , para o fornecimento de água com  $0,2\text{mgCl}_2\cdot\text{L}^{-1}$  de cloro residual livre.

Locais críticos como finais de rede, podem atingir valores de cloro residual livre próximos do limite estabelecido pela legislação, por diversas razões, como o longo percurso na rede e grandes reservatórios de distribuição, períodos de baixo consumo, elevado decaimento do cloro livre na rede, ou até mesmo pontos de recontaminação da água, contribuem para o consumo do cloro livre da água, e conseqüentemente, a água ainda sofrerá decaimento de cloro no interior dos reservatórios, podendo ainda ser agravada por falta de limpeza e manutenção de tais sistemas.

Assim, o dimensionamento de reservatórios prediais, considerando a proteção da qualidade da água, o seu monitoramento, e o diagnóstico do comportamento destas estruturas, são fundamentais e vêm agregar à nova visão da Organização Mundial da Saúde e do Ministério da Saúde, no que tange à avaliação e gerenciamento de riscos à saúde, associados aos sistemas de abastecimento de água, desde a captação até o consumidor final, inclusive com o foco da qualidade da água do ponto de vista do consumo, e não mais somente do ponto de vista do fornecimento.

A norma técnica NBR da ABNT nº 5626 / 1998 (Brasil, 1998) não especifica critérios de qualidade como parâmetros de dimensionamento de reservatórios prediais. Os modelos de qualidade da água desenvolvidos e aplicados no presente trabalho inicia uma discussão sobre a incorporação de ferramentas que avaliem a qualidade da água desde o projeto de instalações prediais até o monitoramento dos reservatórios domiciliares.

## 6. CONCLUSÕES E RECOMENDAÇÕES

Este trabalho teve como objetivo investigar o comportamento do cloro residual livre em reservatórios prediais de armazenamento de água potável, através da modelagem matemática, avaliando modelos de mistura e decaimento de cloro nestas estruturas. Dentro deste contexto, foram testadas tecnologias de monitoramento contínuo de cloro residual livre, foram estudados modelos de mistura ideais em reservatórios do sistema de abastecimento de água, bem como foi determinado o modelo de decaimento de cloro para o sistema avaliado como estudo de caso, de forma a desenvolver modelos para descrever o comportamento do cloro residual livre em reservatórios prediais.

Como resultado do trabalho, diversas informações importantes, que não são facilmente disponibilizadas, foram extraídas, e com isto, tornou-se possível obter conclusões acerca do objetivo proposto, conforme segue:

- As sondas de monitoramento contínuo de cloro residual livre se mostraram ferramentas eficazes na determinação da concentração de cloro, sendo consideradas representativas do método DPD colorimétrico a um nível de confiança de 95%;
- Foram definidos parâmetros operacionais para as sondas de monitoramento contínuo de cloro residual livre, observando-se que variações de pressão e vazão, bem como a presença de bolhas de ar influenciam nas leituras das mesmas;
- Não é recomendável que as sondas de monitoramento contínuo de cloro livre sejam operadas em fluxo intermitente. No entanto, há a possibilidade de se realizar medições com fluxo intermitente durante 45 minutos e com fluxo durante 15 minutos ao se utilizar a sonda multiparâmetro modelo 600DW-B em situações que seja necessário;
- É importante prever um período mínimo de 40 minutos para estabilização das medições de cloro residual livre pela sonda multiparâmetro modelo 600DW-B da marca Ysi Corporation;
- Os reservatórios enterrado e elevado presentes no edifício residencial monitorado não apresentaram grandes variações de volume (menos de 20% do volume útil) durante a sua operação, o que sugere uma pobre renovação da água presente em seu interior;
- Para o período monitorado, o reservatório enterrado apresentou variação de nível de 30 cm, enquanto o reservatório elevado variou de 50cm o seu nível de água;
- O consumo de água durante o período monitorado foi de 153 L/hab.dia (mediana), sendo considerado um valor maior que o esperado para a Região Centro-Oeste;

- Foi constatado que houve decaimento do cloro no interior dos reservatórios prediais monitorados (confirmado por teste de hipóteses a um nível de confiança de 95%);
- Os reservatórios prediais assimilaram parcialmente as variações de concentração que ocorrem na entrada do sistema de fornecimento de água potável;
- Houve perda na concentração de cloro residual livre entre a saída do reservatório enterrado e a entrada no reservatório elevado, da ordem de  $0,03 \text{ mgCl}_2 \cdot \text{L}^{-1} \pm 0,01 \text{ mgCl}_2 \cdot \text{L}^{-1}$ , o que pode ser explicado pela volatilização do cloro livre pela turbulência do jato na entrada do reservatório elevado (não afogado), em função do bombeamento da água (recalque), onde se observava odor de cloro;
- O teste de garrafas realizado para determinar a ordem de reação de decaimento do cloro no interior dos reservatórios indicou que houve um bom ajuste para os modelos testados, sendo que a reação de segunda ordem com um reagente apresentou o menor valor do erro médio quadrático ( $6 \times 10^{-4}$ ), sendo este o modelo adotado para compor o modelo de qualidade da água em reservatórios prediais;
- A partir da análise pela Fluidodinâmica Computacional, foram determinadas relações que definem volumes fixos para delinear zonas de diferentes misturas no interior dos reservatórios prediais para compor os modelos de três e de quatro compartimentos desenvolvidos;
- Foi obtida uma relação entre o volume de influência da entrada e a extensão do jato de entrada, calculada a partir da velocidade de entrada no reservatório, do diâmetro da tubulação de entrada e seu volume total;
- Também foi obtida a relação entre o volume de influência da saída do reservatório, a velocidade de saída e o diâmetro da tubulação de saída;
- A saída do reservatório apresenta uma influência muito inferior à influência que a entrada exerce na mistura que ocorre no interior do reservatório. Os volumes de influência da entrada e da saída foram adotados nos modelos de três e de quatro compartimentos desenvolvidos para reservatórios prediais;
- No modelo de quatro compartimentos foi incorporado o volume de zona de baixas velocidades no interior do reservatório, obtido em função da velocidade média de entrada e do diâmetro da tubulação de entrada do reservatório;
- Foi estabelecida a vazão de troca entre o compartimento de baixas velocidades e o corpo do reservatório, proporcionalmente à vazão de entrada, volume total do reservatório e volume da zona de baixa velocidade obtido;

- Dentre os modelos de qualidade que englobam modelos ideais de mistura (fluxo pistão, LIFO e FIFO, e mistura completa) com decaimento de cloro de segunda ordem, pode-se concluir que os reservatórios prediais não seguiram o comportamento de fluxo pistão. O modelo utilizando a mistura completa (CSTR) foi aquele que melhor se ajustou, embora tenha se mostrado mais limitado para explicar a variabilidade dos dados observados em campo;
- O modelo de três compartimentos e decaimento de cloro de segunda ordem apresentou melhor ajuste dos dados que os modelos ideais de mistura testados, porém o modelo que representou o comportamento do cloro residual livre nos reservatórios prediais consistiu no modelo de quatro compartimentos, apresentando o melhor ajuste aos dados do reservatório enterrado e do reservatório elevado;
- Os tempos de detenção hidráulica determinados pelo modelo de quatro compartimentos apresentou maior amplitude quando comparado à fórmula geral comumente adotada para determinação de TDH, explicado pela influência das diferentes zonas de mistura (compartimentos) consideradas no modelo. O TDH do reservatório enterrado variou entre 10,6h e 21,7h, e 15,4 e 35h no reservatório elevado;
- O volume da zona de baixas velocidades foi maior para o reservatório elevado, que conseqüentemente apresentou maiores tempos de detenção hidráulica. Porém, os reservatórios enterrados podem ser considerados como estruturas frágeis, uma vez que as velocidades na entrada são menores, em função da chave de nível e do diâmetro comumente adotado na ligação do fornecimento de água da rede pública de abastecimento. Aliado a isto, geralmente são estruturas de maior volume quando comparadas aos reservatórios elevados.
- A simulação de fornecimento de água potável com diferentes concentrações de cloro aplicada aos reservatórios prediais monitorados confirmou que há necessidade em se considerar a manutenção da qualidade da água quando da implantação dos reservatórios prediais em edificações, especialmente em regiões críticas do ponto de vista da qualidade da água nos sistemas de abastecimento.

Finalmente, concluiu-se que os modelos compartimentados, mesmo o modelo de três compartimentos, que não engloba a zona de baixas velocidades (próxima à estagnação), descreveu melhor a variabilidade do comportamento do cloro nos reservatórios prediais. A comparação entre os modelos compartimentados permitiu concluir sobre a presença de tais

zonas mortas, e ainda a determinação de seu volume, bem como dos volumes de influência da entrada e saída dos reservatórios prediais.

Ressalta-se, porém, a necessidade da aplicação dos modelos compartimentados em outros reservatórios prediais, com diferentes geometrias e dispositivos de entrada e saída a fim de validar o modelo para aplicações mais amplas, inclusive aos reservatórios do sistema de abastecimento. Recomenda-se também um estudo mais aprofundado das interações de troca entre as zonas de diferentes misturas no interior dos reservatórios prediais.

## 7. BIBLIOGRAFIA CONSULTADA

ABNT, 1982. Associação Brasileira de Normas Técnicas (ABNT). **NBR 5626: Instalação predial de água fria.**

ABNT, 1998. Associação Brasileira de Normas Técnicas (ABNT). **NBR 5626: Instalação predial de água fria.**

Al-Bahry, S. N., Elshafie, A. E., Victor, R., Mahmoud, I. Y. & Al-Hinai, J. A., 2011. Opportunistic pathogens relative to physicochemical factors in water storage tanks. **Journal of water and Health** 9(2), 382-393.

Al-Jasser, A. O. 2007. Chlorine decay in drinking-water transmission and distribution systems: Pipe service age effect. **Water Research** 41(2) 387-396.

Al-Omari, A., Fayyad, M, Jamrah, A., 2008. Drinking water quality in roof storage tanks in the city of Amman, Jordan. **Water International.** 33(2), 189-201.

Ansys Inc. 2009. **Ansys CFX Solver Theory Guide.** Disponível em <http://www.ansys.com/>. Acesso em: 20/04/2014.

APHA, AWWA, WPCF. 2012. **Standard Methods for the Examination of Water and Waste Water.** 22. ed. Washington DC.

Arotzky, J., Symons, M.C.R., 1962. Halogen cations. **Q. Rev. Chem. Soc.** 16, 282-297.

Bailey, R. J.; Jolly, P. K.; Lacey, R. F. 1986. Domestic water use patterns. **Technical Rep. n. 225**, Water Research Centre, Medmenham, U.K.

Belz, M.; Boyle, W.J.O.; Klein, K.F.; Grattan, K.T.V. 1997. Smart-sensor approach for a fiber-optic-based residual chlorine monitor, **Sens. Actuators B: Chem.** 38-39 380-385.

Berger, P. S., Clark, R. M; Reasoner, D. J. 2000. Water, Drinking. **Encyclopedia of Microbiology** 4, 385-398.

Bove, F. J., Fulcomer, M. C., Klotz, J. B., Esmart, J., Dufficy, E. M., Savrin, J. E. 1995. Public drinking-water contamination and birth outcomes. **American Journal of Epidemiology**, 141(9), 850-862.

Böhm, L.; Drews, A.; Prieske, H.; Bérubé, P. R.; Kraume, M. 2012. The importance of fluid dynamics for MBR fouling mitigation. **Bioresource Technology** 122, 50-61.

Boulos, P. F.; Grayman, W. M.; Bowcock, R. W.; Clapp, J. W.; Rossman, L.A.; Clark, R. M.; Deininger, R. A.; Dhingra, A. K. 1996. Hydraulic mixing and free chlorine residual in reservoirs. **Journal American Water Works Association**, 88(7) 48-59.

Boulos, P. F.; Altman, T.; Jarrige, P. A.; Collevati, F. 1995. Discrete simulation approach for network-water-quality models. **Journal of Water Resources Planning and Management** 121(1) 49-60.

Brasil, 2007. **Lei 11.445. Política Nacional de Saneamento Ambiental.** Presidência da Republica. Disponível em: [http://www.planalto.gov.br/ccivil\\_03/\\_ato2007-2010/2007/lei/111445.htm](http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_ato2007-2010/2007/lei/111445.htm). Acesso em: 15 de julho de 2013.

Brasil, 2011. **Portaria do Ministério da Saúde nº 2914, de 12 de dezembro de 2011.** Dispõe sobre os procedimentos de controle e vigilância da qualidade da água para o consumo humano e seu padrão de potabilidade. Brasília, DF, 2011.

Byer, D.; Carlson, K. H. 2005. Real-time detection of internal chemical contamination in the distribution system. **Journal of the American Water Works Association** 97 (1): 58-61.

Campo, F. J. D.; Ordeig, O.; Muñoz, F. J. 2005. Improved free chlorine amperometric sensor chip for drinking water applications. **Analytica Chimica Acta** 554, 98-104.

Campos, J. A. D. B., Farache Filho, A., Faria, J. B., 2003. Qualidade da água armazenada em reservatórios domiciliares: parâmetros físico-químicos e microbiológicos. **Alimentos e Nutrição, Araraquara** 14(1), 63-67.

Carrico, B; Singer, P. C. 2009. Impact of booster chlorination on chlorine decay and thm production: simulated analysis. **Journal of Environmental Engineering**, 135(10) 928-935.

Cheung, P.B.; Propato, M.; Brémond, B.; Piller, O. 2007. Water quality parameter estimation in a water distribution system. *In: Computing and Control for the Water Industry*, 2007, Leicester. Water Management Challenges in Global Change.

Cherney, D. P., Duirk, S. E. Tarr, J.C., Colette, T.W., 2006. Monitoring the speciation of aqueous free chlorine from pH 1 to 12 with Raman spectroscopy to determine the identity of potent low pH oxidant. **Appl. Spectrosc.** 60, 764-772.

Clark, R. M., and Males, R. M. 1986. Developing the water supply simulation model. **Journal of the American Water Works Association** 78(8), 61-65.

Clark, R. M.; Grayman, W. M.; Males, R. M., Hess, A. F. 1993. Modeling contaminant propagation in drinking-water distribution systems. **Journal of Environmental Engineering** 119(2), 349-365.

Clark, R. M., Smalley, G., Goodrich, J., Tull, R., Rossman, L. A., Vasconcelos, J. J. & Boulos, P. F., 1994. Managing water quality in distribution systems: simulating TTHM and chlorine residual propagation. **Journal of Water Supply: Research and Technology - Aqua** 43(41), 182-191.

Clark, R. M.; Rossman, L. A.; Wymer, L. J. 1995. Modeling Distribution System Water Quality: Regulatory Implications. **Journal of Water Resources Planning and Management** 121(6) 423-428.

Clark, R., 1998. Chlorine demand and TTHM formation kinetics: a second order model. **Journal of Environmental Engineering, ASCE** 124 (1), 16-23.

Clark, R. M.; Sivaganesan, M. 1998. Predicting chlorine residuals and the formation of TTHMS in drinking water. **Journal of Environmental Engineering** 124(12), 1203-1210.

Clark, R. M.; Sivaganesan, M. 2002. Predicting Chlorine Residuals in Drinking Water: Second Order Model. **Journal of Water Resources Planning and Management** 128(2), 152-161.

Daniel, L. A. (coord.) 2001. **Processos de desinfecção e desinfetantes alternativos na produção de água potável.** Programa de pesquisas em saneamento básico - PROSAB. São Carlos. 139p. Disponível em: <http://www.finep.gov.br/prosab/livros/LuizDaniel.pdf>. Acesso em: 20 de agosto de 2013.

Deborde, M.; Gunten, U. 2008. Reactions of chlorine with inorganic and organic compounds during water treatment-Kinetics and mechanisms: A critical review. **Water Research** 42 (1) 13-51.

Devore, Jay L. 2000. **Probability and Statistics for engineering and the sciences**. Duxbury, Australia.

Di Bernardo, L.; Paz, P. S. 2008. **Seleção de tecnologias de tratamento de água**. 2. São Carlos: Editora LDIBE Ltda, 682p.

Egorov, A. I., Naumova, E. N., Tereschenko, A. A., Kislitsin, V. A. & Ford, T. E., 2003. Daily variation in effluent water turbidity and diarrheal illness in a Russian City. **International Journal of Environmental Health Research** 13(1), 81-94.

Egorov, Y.; Menter, F.; Klöcker, M.; Kenig, E.Y. 2005. On the combination of CFD and rate-based modelling in the simulation of reactive separation processes, **Chemical Engineering and Processing** 6, 631-644.

Fisher, I., Kastl, G., 1996. Numerical modelling of water quality in distribution systems. *In: Proceedings, Australian Water and Wastewater Association Water TECH Conference*, May 1996, Sydney, Australia, 461-467.

Fisher, I., Kastl, G. and Sathasivan, A. 2011 Evaluation of suitable chlorine bulk-decay models for water distribution systems. **Water Research**, 45(16), 4896-4908.

Fisher, I.; Kastl, G.; Sathasivan, A. 2012. A suitable model of combined effects of temperature and initial condition on chlorine bulk decay in water distribution systems. **Water Research** 46 (10) 3293-3303.

Gauthier, V.; B, M.C.; Barbeau, B.; Millette, R.; Prévost, M. 2000. Storage tank management to improve drinking water quality: case study. **Journal of Water Resources Planning and Management** 126(4).

Ghidossi, R.; Veyret, D.; Moulin, P. 2006. Computational fluid dynamics applied to membranes: state of the art and opportunities, **Chemical Engineering and Processing** 6, 437-454.

Graham, J. P. & VanDerslice, J., 2007. The effectiveness of large household water storage tanks for protecting the quality of drinking water. **Journal of Water and Health** 5(2), 307-313.

Grayman, W.M.; Clark, R.M.; Males, R.M. 1988. Modeling Distribution System Water Quality: Dynamic Approach. **Journal of Water Resources Planning and Management** 114(3) 295-312.

Grayman, W. M., Clark, R. M. 1993. Using computer models to determine the effect of storage on water quality. **Journal of the American Water Works Association** 85(7), 78-88.

Grayman, W.M.; Deininger, R. A.; Green, A.; Boulos, P. F.; Bowcock, R.W.; Godwin, C.C, 1996. Water quality and mixing models for tanks and reservoirs. **Journal American Water Works Association**, v. 88, p. 60-73.

Grayman, W.M. *et al.*, 2000. **Water Quality Modeling of Distribution System Storage Facilities**. AWWA, Denver, 230p.

Grayman, W.M.; Kirmeyer, G. J. (2000). Quality of Water in Storage (Chapter 11). **Water Distribution Systems Handbook**, L.W. Mays, New York ed., NY: McGraw-Hill.

Grayman, W. M.; Rossman, L. A.; Deininger, R. A.; Smith, C. D.; Arnold, C. N. ; Smith, J. F. 2004. Mixing and aging of water in distribution system storage facilities. **Journal American Water Works Association** 96 (9), 70-80.

Haas, C.N. 1999. Benefits of Using a Disinfectant Residual. **Journal American Water Works Association** 91(1), 65-69.

Haas, C.N.; Karra, S.B. Kinetics of wastewater chlorine demand exertion. **Journal Water Pollution Control Federation**, 56(2) 170-173, 1984.

Hall, J.; Zaffiro, A. ; Marx, R. ; Kefauver, P. ; Krishnan, E. ; Haught, R. ; Herrmann, J. 2007. Online Water Quality Parameters as Indicators of Distribution System Contamination. **Journal American Water Works Association**. 99(1) 66-77.

Hallam, N. B., Hua F., West J. R., Foster C. F., Simms J. 2002. Bulk decay of chlorine in water distribution systems. **Journal of Water Resources Planning and Management** 129(1), 79-81.

Hannoun, I. A., and Boulos, P.F. 1997. Optimizing Distribution Storage Water Quality: A Hydrodynamic Approach. **Journal Applied Mathematical Modeling**, 21(8) 495-502.

Hannoun, I. A., Bowman, K. & LaMoreaux, D., 2003. Computational Fluid Dynamics: Optimizing Water Quality in Clearwells, Tanks, and Distribution Storage Reservoirs. Conference Proceeding: **World Water & Environmental Resources Congress**, American Society of Civil Engineers. Disponível em: P4502/mydocs/ewri2003\_paper\_rev1.doc. Acesso em: 07 de agosto de 2012.

Harrington, G. W.; Chowdhury, Z. K.; Owen, D. M. 1992. Developing a computer model to simulate dbp formation during water treatment. **Journal American Water Works Association** 84(11), 78-87.

Helbling, D. E.; VanBriesen, J. M. 2008. Continuous monitoring of residual chlorine concentrations in response to controlled microbial intrusions in a laboratory-scale distribution system. **Water Research** 42(12) 3162-3172

Heller, L.; Pádua, V. L. (org.) 2006. **Abastecimento de água para consumo humano**. Belo Horizonte: Editora UFMG. 861p.

IBGE. Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. 2011. **Atlas de Saneamento**. Ministério do Planejamento, orçamento e gestão. Disponível em: [http://www.ibge.gov.br/home/estatistica/populacao/atlas\\_saneamento/default\\_zip.shtm](http://www.ibge.gov.br/home/estatistica/populacao/atlas_saneamento/default_zip.shtm). Acesso em: 20 de Agosto de 2013.

Ingham, J.; Dunn, I. J.; Heinsle, E.; Přenosil, J. E. 2000. **Chemical Engineering Dynamics: An introduction to Modelling and Computer Simulation**. Wiley-Vch: 2nd ed., Weinhiem, Germany.

Irvine, K. N., Pettibone, G. W., Bako, S., Caruso, J., Pransina, R., Aures, G., Ork, J. & Bentivogli, D, 2002 Effect of lower chlorine dosage at Buff WWTP. **Clearwaters** 32, (1). Disponível em: <http://www.nywea.org/clearwaters/pre02fall/321010.html>. Acesso em: 20 de agosto de 2013.

Jadas-hécart, A.; El Moher, A.; Stitou, M.; Bouillot, P.; Legube, B.; 1992. The chlorine demand of a treated water. **Water Research** 26(8) 1073-1084.

Johnson, J.D. **Measurement and Persistence of Chlorine Residuals in Natural Waters. Water Chlorination: Environmental impact and health effects**, R. L. Jolley, ed. Ann Arbor Science, Ann Arbor, Mich, 1978.

Kang, C. ; Xi, D., Zhou, S.; Jiang, Z. 2006. A novel and selective spectral method for the determination of trace chlorine in water basing on the resonance scattering effect of rhodamine B-I<sub>3</sub> association nanoparticles. **Talanta** 68(3) 974-978.

Kasik, I.; Mrazek, J.; Podrazky, O.; Seidl, M.; Aubrecht, J.; Tobiska, P.; Pospisilova, M.; Matejec, V.; Kovacs, B.; Markovics, A.; Szili, M. 2009. **Sensors and Actuators B** 139 (1) 139-142.

Kastl, G., Fisher, I., Jegatheesan, V., 1999. Evaluation of chlorine kinetics expressions for drinking water distribution modelling. **Journal of Water Supply: Research and Technology - Aqua** 48 (6), 219-226.

Kastl, G., Fisher, I., Jegatheesan, V., Chandy, J. and Clarkson, K., 2003. Prediction of chlorine and THMs concentration profile in bulk drinking water distribution systems from laboratory data. **Water Science and Technology: Water Supply** 3 (1) 239-246.

Kennedy, M. S., Moegling, S., Sarikelli, S., and Suravallopp, K. 1993. Assessing the effects of storage tank design. **Journal American Water Works Association** 85(7), 78-88.

Kilvington, S., Gray, T., Dart, J., Morlet, N., Beeching, J. R., Frazer, D. G. & Matheson, M., 2004. *Acanthamoeba keratitis*: the role of domestic tap water contamination in the United Kingdom. **Investigative Ophthalmology & Visual Science** 45(01), 165-169.

Kohpaei, A. J.; Sathasivan, A. 2011. Chlorine decay prediction in bulk water using the parallel second order model: An analytical solution development. **Chemical Engineering Journal** 171 (1) 232-241.

Krasner, S. W., Mcguire, M. J., Jacangelo, J. G., Patania, N. L., Reagan, K. M., and Aieta, E. M. 1989. The occurrence of disinfection byproducts in United-States drinking-water. **Journal American Water Works Association** 81(8), 41-53.

Kroll, D. 2010. A citywide hierarchical data command and control structure for early warning systems. *In: Water Distribution System Analysis 2010 – WDSA2010*, Tucson, AZ, USA. Disponível em: [http://ascelibrary.org/doi/pdfplus/10.1061/41203\(425\)27](http://ascelibrary.org/doi/pdfplus/10.1061/41203(425)27). Acesso em: 21 de agosto de 2013.

Lansley, K. E.; Boulos, P. F. 2005. **Comprehensive handbook on water quality analysis for distribution systems**. MWH Soft: 1st ed., Pasadena, California.

Levenspiel, O. 1999. **Chemical reaction engineering**. 3 ed. Department of Chemical Engineering, Oregon State University. New York. John Wiley & Sons, 684.

Levin, A. S. S., Filho, H. H. C., and Sinto, S. I., 1991. An outbreak of nosocomial legionnaires' disease in a renal transplant unit in Sao Paulo, Brazil. **Journal of Hospital Infection**, 18(03), 243-248.

Lu, W.; Kiéné, L.; Lévi, Y. 1999. Chlorine demand of biofilms in water distribution systems. **Water Research**. 33(3). 827-835.

Liu, M. 2012. Age distribution and the degree of mixing in continuous flow stirred tank reactors. **Chemical Engineering Science** 69(1) 382-393.

Lowinson, D.; Bertotti, M. 2006. Sensores eletroquímicos: considerações sobre mecanismos de funcionamento e aplicações no monitoramento de espécies químicas em ambientes microscópicos. **Química Nova** 29(6) 1318-1325.

Mahmood, F., Pimblett, J. G., Grace, N. O., Grayman, W. M., 2005. Evaluation of water mixing characteristics in distribution system storage tanks. **Journal American Water Works Association** 97(3), 74-88.

Males, R. M.; Clark, R. M.; Wehrman, P. J.; Gates, W. E. 1985. Algorithm for mixing problems in water systems. **Journal of Hydraulic Engineering** 111(2), 206-211.

Marek, M.; Stoesser, T.; Roberts, P. J. W.; Weitbrecht, V.; Jirka, G. H. 2007. CFD Modeling of turbulent jet mixing in a water storage tank. **32<sup>nd</sup> IAHR Congress Proceedings**, Venice, Italy, July 1-6.

Marmo, C. R. 2005. **Formação e Remoção de Trihalometanos em Águas de Abastecimento Tratadas, na Pré-Oxidação, com Cloro**. Dissertação (Mestrado), 253 f. Faculdade de Engenharia Civil, Arquitetura e Urbanismo, Universidade Estadual de Campinas.

Martinson, D. B. & Lucey, A. D. 2004. Reduction of Mixing in Jet-Fed Water Storage Tanks. **Journal of Hydraulic Engineering** 130(1), 75 – 81.

Mato Grosso do Sul, Brasil, 2013. **Lei nº 4.335 de 10 de Abril de 2013**. Diário Oficial do Estado nº 8.429 de 09 de maio de 2013.

Mau, R.; Boulos, P. ; Clark, R. ; Grayman, W. ; Tekippe, R. ; Trussel, R. 1995. Explicit mathematical models of distribution system storage water quality. **Journal of Hydraulic Engineering** 121(10), 699 - 709.

Mau, R.; Boulos, P. F.; Bowcock, R. W. 1996. Modelling distribution storage water quality: an analytical approach. **Applied Mathematical Modelling** 20(4), 329 - 338.

Mavros, P., Xuereb, C., Fort, I., Bertrand, J., 2002. Investigation by laser Doppler velocimetry of the effects of liquid flow rates and feed positions on the flow patterns induced in a stirred tank by an axial-flow impeller. **Chemical Engineering Science** 57, 3939.

Mazieri, N. A. O., Godoy, C. V. F., Al Yes, S. F., Andrade, D. R., Levin, A. S. S. & Hablitzel, A. C., 1994. Legionnaires' disease in the Renal Transplant Unit of Hospital das Clínicas, FMUSP, during a five year period (1988-1993). **Revista do Instituto de Medicina Tropical de São Paulo** 36(3), 231-236.

Momba, M. N. B. & Kaleni, P., 2002. Regrowth and survival of indicator microorganisms on the surfaces of household containers used for the storage of drinking water in rural communities of South Africa. **Water Research** 36(12), 3023-3028.

Montgomery, D. C.; Runger, G. C. 2003. **Estatística aplicada e probabilidade para engenheiros**. 2 ed., Rio de Janeiro, LTC Editora, 463p.

Moraes, F. A. 2008. **Calibração de modelo de decaimento de cloro aplicado a setor de rede de distribuição de água**. Dissertação de mestrado. Escola de Engenharia de São Carlos,

Universidade de São Paulo. Disponível em: [www.teses.usp.br/teses/disponiveis/18/18138/tde.../FaustoMoraes.pdf](http://www.teses.usp.br/teses/disponiveis/18/18138/tde.../FaustoMoraes.pdf). Acesso em 21 de agosto de 2013.

Morris, R. D., Audet, A. M., Angelillo, I. F. 1992. Chlorination, chlorination by-products and cancer: A meta-analysis. **American Journal of Public Health** 82(7), 955-963.

Munavalli, G. R.; Kumar, M. S. M. 2005. Water quality parameter estimation in a distribution system under dynamic state. **Water Research** 39(18) 4287-4298.

Nordblom, O & Bergdahl, L. 2004. Initiation of Stagnation in Drinking Water Storage Tanks. **Journal of Hydraulic Engineering**. 130(1) 49-57.

Okumura, A.; Hirabayashi, A.; Sasaki, Y.; Miyake, R. 2001. Simple Miniaturized Amperometric Flow Cell for Monitoring Residual Chlorine in Tap Water. **Analytical Sciences** 17, 1113-1115.

Olivé-Monllau, R.; Orozco, J.; Fernández-Sánchez, C.; Baeza, M.; Bartrolí, J.; Jimenez-Jorquera, C.; Céspedes, F. 2009. Flow injection analysis system based on amperometric thin-film transducers for free chlorine detection in swimming pool waters. **Talanta** 77(5) 1739-1744.

ONU, 2010. Human rights and access to safe drinking water and sanitation. **Resolution adopted by the Human Rights Council**. Fifteenth session (A/HRC/15/60), chap. I. Disponível em: [http://www.un.org/waterforlifedecade/human\\_right\\_to\\_water.shtml](http://www.un.org/waterforlifedecade/human_right_to_water.shtml). Acesso em: 20 de março de 2014.

Oswald, W. E., Lescano, A. G., Bern, C., Calderon, M. M., Cabrera, L. & Gilman, R. H., 2007. Fecal Contamination of Drinking Water within Peri-Urban Households, Lima, Peru. **American Journal of Tropical Medicine and Hygiene** 77(4), 699-704.

Owen, C.; Harms, L. 2005. **A Guide for the Implementation and Use of Chloramines**. AwwaRF Report 91018F Ser. 229p. IWA Publishing.

Ozdemir, O. N.; Ucak, A. 2002. Simulation of chlorine decay in drinking-water distribution systems. **Journal of Environmental Engineering**, ASCE, v. 128, n. 1, p. 31-39.

Palau, G.; Weitbrecht, V.; Stösser, T.; Bleninger, T.; Hofmann, B.; Maier, M.; Roth, K. 2007. Numerical simulations to predict the hydrodynamics and the related mixing processes in water storage tanks. **Proc. IAHR Congress Venice, Italy, July 1-6, 2007**.

Penitsky, D. J. 2003. Coagulation 101. *In: Proceedings, Technology Transfer Conference*, Universidade de Calgary, Alberta, Canadá. Disponível em: <https://awwoa.ab.ca/home/pdfs/Coagulation%20101.pdf>. Acesso em: 22 de agosto de 2013.

PMSS, 2003. Sistema Nacional de Informação sobre Saneamento: visão geral da prestação dos serviços de água e esgotos. **Programa de Modernização do Setor de Saneamento**, Ministério das Cidades. Brasília.

Pierezan, M. L. 2009. **Monitoramento contínuo do residual do cloro em sistemas de distribuição de água para abastecimento**. Universidade Federal de Mato Grosso do Sul. Dissertação de mestrado. Disponível em: <https://sistemas.ufms.br/sigpos/portal/trabalhos/download/.../cursoId:33>. Acesso em: 17 de fevereiro de 2013.

Powell, J. C.; Hallam, N. B.; West, J. R.; Forster, C. F.; Simms, J. 2000a. Factors which control bulk chlorine decay rates. **Water Research** 34(1) 117-126.

Powell, J. C.; West, J. R.; Hallam, N. B.; Forster, C. F.; Simms, J. 2000b. Performance of various kinetic models for chlorine decay. **Journal of Water Resources Planning and Management** 126(1) 13-20.

Prévost, M., Rompre, A., Coallier, J., Servais, P., Laurent, P., Clement, B. & Servais, P., 1998. Suspended bacterial biomass and activity in full-scale drinking water distribution systems: impact of water treatment. **Water Research** 32(05), 1393-1406.

Qualls, R. G.; Johnson, J. D. 1983. Kinetics of the short-term consumption of chlorine by fulvic acid, **Environmental Science and Technology** 17(11) 692-698.

Reinhard, M., Stumm, W., 1980. Kinetics of chlorination of p-xylene in aqueous solution. In: Jolleys, R.L., Brungs, W.A., Cumming, R.B., Jacobs, V.A. (Eds.), **Water Chlorination: Environmental Impact and Health Effects**, 3. Ann Arbor Science Publishers, Michigan, 209–218

Richter C. A., Azevedo Neto J. M., 1991. **Tratamento de Água: Tecnologia atualizada**, Editora Edgard Blücher Ltda, São Paulo – SP.

Roberts, J. W.; Tian, X.; Sotiropoulos, F. 2006. **Physical Modeling of Mixing in Water Storage Tanks**. American Water Works Association Research Foundation, Denver.

Rosemount Analytical Inc., 2006. **Solu Comp II: Dual input Chlorine/pH Analyzer. Instruction Manual**. Emerson Process Management. Disponível em: <http://www.raihome.com>. Acesso em: 05 de março de 2011.

Rossin, A. C. 1987. Desinfecção. In: **Técnica de Abastecimento e Tratamento de Água**. 2, São Paulo: CETESB/ASCETESB.

Rossman, L. A., Boulos, P. F., and Altman, T. 1993. The discrete volume element method for network water quality models. **Journal of Water Resources Planning and Management** 119(5), 505-517.

Rossman, L. A., Clark, R. M., Grayman, W. M., 1994. Modelling chlorine residual in drinking-water distribution systems. **Journal of Environmental Engineering** 120 (4), 803-820.

Rossman, L. A., Uber, J. G.; Grayman, W. M. 1995. Modeling disinfectant residuals in drinking-water storage tanks. **Journal of Environmental Engineering** 121(10), 752-755.

Rossman, L.A. & Grayman, W.M., 1999. Scale Model Studies of Mixing in Drinking Water Storage Tanks. **Journal of Environmental Engineering** 125(8), 755-761.

Rossman, L.A. 2000. **EPANET 2 User's Manual**. Water Supply and Water Resources Division, National Risk Management Research Laboratory, Cincinnati, OH 45268.

Samaras, K., Mavros, P., Zamboulis, D., 2006. Effect of continuous feed stream and agitator type on CFSTR mixing state. **Industrial & Engineering Chemistry. Research** 45, 4805.

Snead, M. C.;Olivieri, V. P.; Kawata, K; Krusé, C. W. 1980. The effectiveness of chlorine residuals in inactivation of bacteria and viruses introduced by post-treatment contamination. **Water Research**, v. 14, p. 403–408, 1980.

Stamou, I. S. 2002. Verification and application of a mathematical model for assessment of the effect of guiding walls on the hydraulic efficiency of chlorination tanks. **Journal of Hydroinformatics**.

Stamou, I. S. 2008. Improving the hydraulic efficiency of water process tanks using CFD models. **Chemical Engineering and Processing: Process Intensification**, 47(8) 1179-1189.

Stockman, L. J., Wright, C. J., Visvesvara, G. S., Fields, B. S. & Beach, M. J., 2011. Prevalence of *Acanthamoeba spp.* and other free-living *amoebae* in household water, Ohio, USA-1990-1992. **Parasitology Research** 108 (3),621-627.

Storey, M. V., Långmark, J., Ashbolt, N. J. & Stenström, T. A., 2004. The fate of legionellae within distribution pipe biofilms: measurement of their persistence, inactivation and detachment. **Water Science and Technology**. 49 (11/12) 269-275.

Sufian, A. J. M. 1990. A multivariate analysis of infant mortality in developing countries. **Turkish Journal of Population Studies**, 12, 19-30.

Tian, X.; Roberts, P. J. W. 2008. Mixing in Water Storage Tanks. I: No Buoyancy Effects. **Journal of Environmental Engineering** 134(12) 974-985.

Tsutiya, M. T. 2006. **Abastecimento de água**. 3ª. Ed. São Paulo – Departamento de Engenharia Hidráulica e Sanitária, Escola Politécnica da Universidade de São Paulo. 643p.

USEPA, 2002a. **Finished Water Storage Facilities**. Disponível em: [http://www.epa.gov/ogwdw/disinfection/tcr/pdfs/whitepaper\\_tcr\\_storage.pdf](http://www.epa.gov/ogwdw/disinfection/tcr/pdfs/whitepaper_tcr_storage.pdf). Acesso em: 14 de novembro de 2011.

USEPA, 2002b. **Effects of Water Age on Distribution System Water Quality**. Disponível em: [http://www.epa.gov/safewater/disinfection/tcr/regulation\\_revisions.html](http://www.epa.gov/safewater/disinfection/tcr/regulation_revisions.html). Acessado em: 12 de janeiro de 2012.

USEPA. 2005. **Technologies and techniques for early warning systems to monitor and evaluate drinking water quality: a state-of-the-art review**. US Environmental Protection Agency Office of research and Development National Homeland Security research center Research report. Disponível em: [http://cfpub.epa.gov/si/si\\_public\\_record\\_report.cfm?address=nhsr/&dirEntryId=144729](http://cfpub.epa.gov/si/si_public_record_report.cfm?address=nhsr/&dirEntryId=144729). Acesso em: 21 de agosto de 2013.

USEPA, 2006. **Total Colform Rule (TCR) and Distribution System Issue Papers Overview**. US Environmental Protection Agency Office of research and Development National Homeland Security research center Research report. Disponível em: <http://water.epa.gov/lawsregs/rulesregs/sdwa/tcr/>. Acesso em: 02 de julho de 2013.

USEPA, 2009. **Distribution System Water Quality Monitoring: Sensor Technology Evaluation Methodology and Results**. US Environmental Protection Agency Office of research and Development National Homeland Security research center Research report. Disponível em: [http://cfpub.epa.gov/si/si\\_public\\_record\\_report.cfm?address=nhsr/&dirEntryId=212368](http://cfpub.epa.gov/si/si_public_record_report.cfm?address=nhsr/&dirEntryId=212368). Acesso em: 02 de julho de 2013.

USEPA, 2013. **Water Quality Event Detection System Challenge: Methodology and Findings**. US Environmental Protection Agency Office of research and Development National Homeland Security research center Research report. Disponível em:

<http://water.epa.gov/infrastructure/watersecurity/lawsregs/initiative.cfm>. Acesso em: 21 de agosto de 2013.

Vasconcelos, J. J., Rossman, L. A.; Grayman, W. M.; Boulos, P. F.; Clark, R. M. 1997. Kinetics of chlorine decay. **Journal American Water Works Association** 89 (7) 54-65.

Vieira, P.; Coelho, S.T.; Loureiro, D. 2004. Accounting for the influence of initial chlorine concentration, TOC, iron and temperature when modelling chlorine decay in water supply. **Journal of Water Supply: Research and Technology - Aqua**, 53(7) 453-467.

Vieira, J. M. P.; Morais, C. 2005. **Planos de segurança da água para consumo humano em sistemas públicos de abastecimento**. Instituto Regulador de Águas e Resíduos e Universidade do Minho, 173p.

Völker, S., Schreiber, C. & Kistemann, T., 2010. Drinking water quality in household supply infrastructure – A survey of the current situation in Germany. **International Journal of Hygiene and Environmental Health** 213(03), 204-209.

Waller, K., Swan, S. H., DeLorenze, G., and Hopkins, B. 1998. Trihalomethanes in drinking water and spontaneous abortion. **Epidemiology**, 9(2), 134-140.

Walski, T. M. 2004. **Hydraulic design of water distribution storage tanks**. The McGraw-Hill Companies. 20p. Disponível em: [www.digitalengineeringlibrary.com](http://www.digitalengineeringlibrary.com). Acesso em: 27 de janeiro de 2012.

Warton, B.; Heitz, A.; Joll, C.; Kagi, R. 2006. A new method for calculation of the chlorine demand of natural and treated Waters. **Water Research** 40(15) 2877-2884.

Weishaar, J. L.; Aiken, G. R.; Bergamaschi, B. A.; Fram, M. S.; Fujii, R.; Mopper, K. 2003. Evaluation of specific ultraviolet absorbance as an indicator of the chemical composition and reactivity of dissolved organic carbon. **Environmental Science and Technology** 37, 4702-4708.

Willmott, C. J. 1982. Some comments on the evaluation of model performance. **Bulletin of the American Meteorological Society**, 63, 1309-1313.

Winck, M. A. T., Caumo, K. & Rott, M. B., 2011. Prevalence of *Acanthamoeba* from tap water in Rio Grande do Sul, Brazil. **Current Microbiology** 63(05), 464-469.

WHO. World Health Organization. 2004. **Safe piped water: managing microbial water quality in piped distribution systems**. Disponível em: [www.iwapublishing.com](http://www.iwapublishing.com). Acesso em: 19 de agosto de 2013.

Yang, L.; Boccelli, D.L.; Uber, J.G. 2006. Assessing uncertainty in chlorine residual predictions in drinking water distribution systems. *In*: 2006 **Water Distribution Systems Analysis Symposium**, Cincinnati, OH.

YSI Incorporated, 2005. YSI incorporated, 6- Series drinking water systems (600DW-B Sonde) **Manual Users**. Disponível em: <http://www.yisi.com/productsdetail.php?600DW-11>. Acesso em: 05 de março de 2011.

Zhang, G.R.; Keine, L.; Wable, O.; Chan, U.S.; Duget, J.P. 1992. Modeling of chlorine residual in the water distribution system network of Macao. **Environmental Technology** 13(10), p.937-946.

Zimmermann, G., Strong, F.C., 1957. Equilibria and spectra of aqueous chlorine solutions. **Journal of American Chemical Society** 79, 2063-2066.

## **8. APÊNDICES**

**Apêndice A - Dados comparativos entre medições contínuas de cloro livre e o método DPD colorimétrico.**

**TABELA A 1. Dados de concentração de cloro livre obtidos pelas sondas de monitoramento contínuo e pelo método DPD colorimétrico.**

| Amostras             | Instrumento 1 |          | Instrumento 2 |          | Instrumento 3 |          |
|----------------------|---------------|----------|---------------|----------|---------------|----------|
|                      | DPD           | sensor 1 | DPD           | sensor 2 | DPD           | sensor 3 |
| 1                    | 0,69          | 0,71     | 0,66          | 0,68     | 0,68          | 0,67     |
| 2                    | 0,57          | 0,60     | 0,61          | 0,60     | 0,62          | 0,61     |
| 3                    | 0,57          | 0,59     | 0,55          | 0,58     | 0,6           | 0,61     |
| 4                    | 0,58          | 0,58     | 0,56          | 0,56     | 0,56          | 0,54     |
| 5                    | 0,59          | 0,57     | 0,49          | 0,48     | 0,54          | 0,54     |
| 6                    | 0,57          | 0,56     | 0,44          | 0,45     | 0,47          | 0,49     |
| 7                    | 0,40          | 0,40     | 0,44          | 0,45     | 0,45          | 0,47     |
| 8                    | 0,42          | 0,40     | 0,52          | 0,51     | 0,41          | 0,41     |
| 9                    | 0,42          | 0,40     | 0,66          | 0,67     | 0,4           | 0,41     |
| 10                   | 0,41          | 0,40     | 0,60          | 0,61     | 0,41          | 0,41     |
| 11                   | 0,48          | 0,49     | 0,65          | 0,67     | 0,40          | 0,42     |
| 12                   | 0,53          | 0,55     | 0,71          | 0,73     | 0,41          | 0,43     |
| 13                   | 0,65          | 0,67     | 0,69          | 0,69     | 0,43          | 0,44     |
| <b>Media</b>         | 0,5292        | 0,5322   | 0,5831        | 0,5911   | 0,4908        | 0,4954   |
| <b>Desvio Padrão</b> | 0,0953        | 0,1059   | 0,0913        | 0,0956   | 0,0973        | 0,0890   |

**Apêndice B: Teste de garrafas (*Bottle Test*).**

**TABELA B 1. Dados de concentração de cloro livre provenientes do teste de garrafas.**

| Data       | Número da amostra | Intervalo de tempo (min) | Intervalo de tempo (h) | Intervalo de tempo acumulado(h) | Horário | Temperatura (°C) | Concentração de cloro (mg.L <sup>-1</sup> ) |      |      | Concentração média de cloro livre (mg.L <sup>-1</sup> ) |
|------------|-------------------|--------------------------|------------------------|---------------------------------|---------|------------------|---|------|------|---|
|            |                   |                          |                        |                                 |         |                  |   |      |      |   |
| 20/05/2013 | 1                 | 0                        | 0                      | 0                               | 08:45   | 24,6             | 0,45  | 0,46 | 0,46 | 0,46  |
| 20/05/2013 | 2                 | 10                       | 0,17                   | 0,17                            | 08:55   | 24,8             | 0,43  | 0,43 | 0,44 | 0,44  |
| 20/05/2013 | 3                 | 15                       | 0,25                   | 0,42                            | 09:10   | 24,0             | 0,44  | 0,44 | 0,44 | 0,44  |
| 20/05/2013 | 4                 | 15                       | 0,25                   | 0,67                            | 09:25   | 24,4             | 0,43  | 0,43 | 0,44 | 0,43  |
| 20/05/2013 | 5                 | 20                       | 0,33                   | 1,00                            | 09:45   | 24,4             | 0,43  | 0,43 | 0,43 | 0,43  |
| 20/05/2013 | 6                 | 30                       | 0,50                   | 1,50                            | 10:15   | 24,6             | 0,42  | 0,43 | 0,42 | 0,42  |
| 20/05/2013 | 7                 | 30                       | 0,50                   | 2,00                            | 10:45   | 24,4             | 0,39  | 0,44 | 0,41 | 0,42  |
| 20/05/2013 | 8                 | 60                       | 1,00                   | 3,00                            | 11:25   | 24,1             | 0,40  | 0,43 | 0,41 | 0,41  |
| 20/05/2013 | 9                 | 60                       | 1,00                   | 4,00                            | 12:45   | 24               | 0,41  | 0,41 | 0,40 | 0,41  |
| 20/05/2013 | 10                | 120                      | 2,00                   | 6,00                            | 14:45   | 24,2             | 0,41  | 0,42 | 0,39 | 0,41  |
| 20/05/2013 | 11                | 180                      | 3,00                   | 9,00                            | 17:45   | 24,1             | 0,44  | 0,45 | 0,45 | 0,45  |
| 20/05/2013 | 12                | 270                      | 4,50                   | 13,50                           | 22:15   | 24,5             | 0,37  | 0,39 | 0,4  | 0,395   |
| 21/05/2013 | 13                | 600                      | 10,00                  | 23,50                           | 08:15   | 24,4             | 0,36  | 0,39 | 0,39 | 0,395   |
| 21/05/2013 | 14                | 720                      | 12,00                  | 35,50                           | 20:15   | 24,8             | 0,34  | 0,35 | 0,35 | 0,35  |
| 22/05/2013 | 15                | 1200                     | 20,00                  | 55,50                           | 16:15   | 24,8             | 0,32  | 0,33 | 0,31 | 0,32  |
| 23/05/2013 | 16                | 1740                     | 29,00                  | 84,50                           | 21:15   | 24,4             | 0,31  | 0,32 | 0,32 | 0,32  |
| 25/05/2013 | 17                | 2520                     | 42,00                  | 126,50                          | 15:15   | 24               | 0,21  | 0,22 | 0,24 | 0,23  |
| 27/05/2013 | 18                | 2910                     | 48,50                  | 175,00                          | 15:45   | 24,1             | 0,21  | 0,21 | 0,21 | 0,21  |

## Apêndice C: Código dos modelos de qualidade da água

```
//-----

#pragma hdrstop

#include "Unit7.h"
#include <stdio.h>
#include <math.h>

//-----

#pragma package(smart_init)

//-----
void FIFO(float* Qin, float* Qout, float* Cin, float* Cout, float* Age, float Cini, float
Vini, float Aini, float K, int n)
{
int npar;
int nparini;
int i;
int j;
int parcelaadd;
int parcelaout;
int tempoout;
int pos;
int parcont;
int subir;
float qin;
float qout;
float cin;
float cout;
float idade;
float vol;
float volint;
float volpar;
float somavol;
float somamult;
int* Parcela = new int[n+1];
float* Volume = new float[n+1];
float* Concentracao = new float[n+1];
int* Tempo = new int[n+1];

//Coloca no reservatório o volume inicial
Parcela[0]=0;
Volume[0]=Vini;
Concentracao[0]=Cini;
Tempo[0]=Aini;
```

```

npar=1;
nparini=0;

for (i = 0; i < n; i++)
{
    //Captura os dados da parcela a adicionar
    parcelaadd = i+1;
    qin = Qin[i];
    qout = Qout[i];
    cin = Cin[i];

    //Adiciona a parcela
    Parcela[npar + nparini] = parcelaadd;
    Volume[npar + nparini] = qin;
    Concentracao[npar + nparini] = cin;
    Tempo[npar + nparini] = 0;
    npar = npar + 1;

    //Deleta as parcelas necessárias
    if(qout>0)
    {
        //Calcula o número de parcelas inteiras
        vol = 0;
        pos = nparini;
        parcint = -1;
        while(qout > vol)
        {
            vol = vol + Volume[pos];
            pos = pos + 1;
            parcint = parcint + 1;
        }

        //Calcula os volumes das parcelas inteiras e o parcial
        volint = 0;
        for (j = nparini; j < nparini + parcint; j++)
        {
            volint = volint + Volume[j];
        }
        volpar = qout - volint;

        //Calcula a concentração de saída
        somavol = volint + volpar;
        somamult = 0;
        for (j = nparini; j < nparini + parcint; j++)
        {
            somamult = somamult + Volume[j] * Concentracao[j];
        }
        somamult = somamult + volpar * Concentracao[j];
        cout = somamult / somavol;
        Cout[i] = cout;
    }
}

```

```

//Calcula a idade de saída
somamult = 0;
for (j = nparini; j < nparini + parcont; j++)
{
    somamult = somamult + Volume[j] * Tempo[j];
}
somamult = somamult + volpar * Tempo[j];
idade = somamult / somavol;
Age[i] = idade;

//Deleta as linhas de volume inteiro
for (j = nparini; j < nparini + parcont; j++)
{
    Parcela[j] = 0;
    Volume[j] = 0;
    Concentracao[j] = 0;
    Tempo[j] = 0;
    npar = npar - 1;
}
nparini = nparini + parcont;

//Deleta parcialmente a última
Volume[nparini] = Volume[nparini] - volpar;
}
else
{
    cout = Concentracao[nparini];
    Cout[i] = cout;
    idade = Tempo[nparini];
    Age[i] = idade;
}

//Aplica a lei de decaimento e aumenta o tempo de detenção
for (j = nparini; j < nparini + npar; j++)
{
    Tempo[j] = Tempo[j] + 1;
    Concentracao[j] = Concentracao[j] / (1 - K/24/60*Concentracao[j]);
}
}

}
//-----
void LIFO(float Qin[], float Qout[], float Cin[], float Cout[], float Age[], float Cini, float
Vini, float Aini, float K, int n)
{
int npar;
int i;
int j;
int parcelaadd;

```

```

int pos;
int parcint;
float qin;
float qout;
float cin;
float cout;
float idade;
float vol;
float volint;
float volpar;
float somavol;
float somamult;

int* Parcela = new int[n+1];
float* Volume = new float[n+1];
float* Concentracao = new float[n+1];
int* Tempo = new int[n+1];

//Coloca no reservatório o volume inicial
Parcela[0]=0;
Volume[0]=Vini;
Concentracao[0]=Cini;
Tempo[0]=Aini;
npar=1;
//nparini=0;

for (i = 0; i < n; i++)
{
    //Captura os dados da parcela a adicionar
    parcelaadd = i+1;
    qin = Qin[i];
    qout = Qout[i];
    cin = Cin[i];

    //Adiciona a parcela
    Parcela[npar] = parcelaadd;
    Volume[npar] = qin;
    Concentracao[npar] = cin;
    Tempo[npar] = 0;
    npar = npar + 1;

    //Deleta as parcelas necessárias
    if(qout>0)
    {
        //Calcula o número de parcelas inteiras
        vol = 0;
        pos = npar - 1;
        parcint = -1;
        while(qout > vol)
        {

```

```

        vol = vol + Volume[pos];
        pos = pos - 1;
        parcint = parcint + 1;
    }

    //Calcula os volumes das parcelas inteiras e o parcial
    volint = 0;
    for (j = npar - parcint; j < npar; j++)
    {
        volint = volint + Volume[j];
    }
    volpar = qout - volint;

    //Calcula a concentração de saída
    somavol = volint + volpar;
    somamult = 0;
    for (j = npar - parcint; j < npar; j++)
    {
        somamult = somamult + Volume[j] * Concentracao[j];
    }
    somamult = somamult + volpar * Concentracao[npar - parcint - 1];
    cout = somamult / somavol;
    Cout[i] = cout;

    //Calcula a idade de saída
    somamult = 0;
    for (j = npar - parcint; j < npar; j++)
    {
        somamult = somamult + Volume[j] * Tempo[j];
    }
    somamult = somamult + volpar * Tempo[npar - parcint - 1];
    idade = somamult / somavol;
    Age[i] = idade;

    //Deleta as linhas de volume inteiro
    for (j = npar - parcint; j < npar; j++)
    {
        Parcela[j] = 0;
        Volume[j] = 0;
        Concentracao[j] = 0;
        Tempo[j] = 0;
    }
    npar = npar - parcint;

    //Deleta parcialmente a última
    Volume[npar - 1] = Volume[npar - 1] - volpar;
}
else
{
    cout = Concentracao[npar-1];
}

```

```

        Cout[i] = cout;
        idade = Tempo[npar-1];
        Age[i] = idade;
    }

    //Aplica a lei de decaimento e aumenta o tempo de detençaõ
    for (j = 0; j < npar; j++)
    {
        Tempo[j] = Tempo[j] + 1;
        Concentracao[j] = Concentracao[j] / (1 - K/24/60*Concentracao[j]);
    }
}

//-----
void CSTR(float Qin[], float Qout[], float Cin[], float Cout[], float Age[], float Cini, float
Vini, float Aini, float K, int n)
{
    int i;
    float base;
    float expoente;
    float* Volume = new float[n+1];
    float* Concentracao = new float[n+1];

    Volume[0] = Vini;
    Concentracao[0] = Cini;

    for(i = 1; i < n+1; i++)
    {
        Volume[i] = Volume[i-1]+Qin[i-1]-Qout[i-1];
        base = 1 + (Qin[i-1] - Qout[i-1]) / Volume[i-1];
        expoente = -1 * Qin[i-1] / (Qin[i-1] - Qout[i-1]);
        Concentracao[i] = Cin[i-1] - (Cin[i-1] - Concentracao[i-1])* pow(base, expoente);
        Concentracao[i] = Concentracao[i] * exp(K/24/60);
        Age[i-1]=Volume[i]/Qin[i-1];
    }

    for (i = 0; i < n; i++)
    {
        Cout[i]=Concentracao[i+1];
    }
}

//-----
void CSTR2(float Qin[], float Qout[], float Cin[], float Cout[], float Age[], float Cini,
float Vini, float Aini, float K, int n)
{
    int i;
    float* Volume = new float[n+1];
    float* Concentracao = new float[n+1];
    float* Idade = new float[n+1];

```

```

Volume[0] = Vini;
Concentracao[0] = Cini;
Idade[0] = Aini;

for(i = 1; i < n+1; i++)
{
    Volume[i] = Volume[i-1]+Qin[i-1]-Qout[i-1];
    Concentracao[i] = 2 / (2*Volume[i] + Qout[i-1]) * (Concentracao[i-1]*Volume[i-1] +
Cin[i-1]*Qin[i-1] - Concentracao[i-1]*Qout[i-1]/2 + K/24/60*Concentracao[i-
1]*Concentracao[i-1]*Volume[i-1]);
    Idade[i] = 2 / (2*Volume[i] + Qout[i-1]) * (Idade[i-1]*Volume[i-1] - Idade[i-
1]*Qout[i-1]+Volume[i-1]);
}

for (i = 0; i < n; i++)
{
    Cout[i]=Concentracao[i+1];
    Age[i]=Idade[i+1];
}
}
//-----
void THREEC(float Qin[], float Qout[], float Cin[], float Cout[], float Age[], float Cini,
float Vini, float Aini, float K, int n, float volin, float volout)
{
int i;
float Volume1;
float Volume3;
float* Volume2 = new float[n+1];
float* Concentracao1 = new float[n+1];
float* Concentracao2 = new float[n+1];
float* Concentracao3 = new float[n+1];
float* Idade1 = new float[n+1];
float* Idade2 = new float[n+1];
float* Idade3 = new float[n+1];

Volume1=volin;
Volume3=volout;
Volume2[0] = Vini-Volume1-Volume3;
Concentracao1[0] = Cini;
Concentracao2[0] = Cini;
Concentracao3[0] = Cini;
Idade1[0] = Aini;
Idade2[0] = Aini;
Idade3[0] = Aini;

for(i = 1; i < n+1; i++)
{
    Volume2[i] = Volume2[i-1]+Qin[i-1]-Qout[i-1];

```

```

    Concentracao1[i] = 2 / (2*Volume1 + Qin[i-1]) * (Concentracao1[i-1]*Volume1 +
Cin[i-1]*Qin[i-1] - Concentracao1[i-1]*Qin[i-1]/2 + K/24/60*Concentracao1[i-
1]*Concentracao1[i-1]*Volume1);
    Concentracao2[i] = 2 / (2*Volume2[i] + Qout[i-1]) * (Concentracao2[i-1]*Volume2[i-
1] + Concentracao1[i-1]*Qin[i-1] - Concentracao2[i-1]*Qout[i-1]/2 +
K/24/60*Concentracao2[i-1]*Concentracao2[i-1]*Volume2[i-1]);
    Concentracao3[i] = 2 / (2*Volume3 + Qout[i-1]) * (Concentracao3[i-1]*Volume3 +
Concentracao2[i-1]*Qout[i-1] - Concentracao3[i-1]*Qout[i-1]/2 +
K/24/60*Concentracao3[i-1]*Concentracao3[i-1]*Volume3);
    Idade1[i] = 2 / (2*Volume1 + Qin[i-1]) * (Idade1[i-1]*Volume1 - Idade1[i-1]*Qin[i-
1]/2+Volume1);
    Idade2[i] = 2 / (2*Volume2[i] + Qout[i-1]) * (Idade2[i-1]*Volume2[i-1] + Idade1[i-
1]*Qin[i-1]- Idade2[i-1]*Qout[i-1]/2+Volume2[i-1]);
    Idade3[i] = 2 / (2*Volume3 + Qout[i-1]) * (Idade3[i-1]*Volume3 + Idade2[i-
1]*Qout[i-1]- Idade3[i-1]*Qout[i-1]/2 + Volume3);
}

for (i = 0; i < n; i++)
{
    Cout[i]=Concentracao3[i+1];
    Age[i]=Idade3[i+1];
}
}
//-----
void FOURC(float Qin[], float Qout[], float Cin[], float Cout[], float Age[], float Cini,
float Vini, float Aini, float K, int n, float volin, float volout, float vol4c, float q4c)
{
int i;
float Volume1;
float Volume3;
float Volume4;
float* Volume2 = new float[n+1];
float* Concentracao1 = new float[n+1];
float* Concentracao2 = new float[n+1];
float* Concentracao3 = new float[n+1];
float* Concentracao4 = new float[n+1];
float* Idade1 = new float[n+1];
float* Idade2 = new float[n+1];
float* Idade3 = new float[n+1];
float* Idade4 = new float[n+1];

Volume1=volin;
Volume3=volout;
Volume4=vol4c;
Volume2[0] = Vini-Volume1-Volume3-Volume4;
Concentracao1[0] = Cini;
Concentracao2[0] = Cini;
Concentracao3[0] = Cini;
Concentracao4[0] = Cini;
Idade1[0] = Aini;

```

```

Idade2[0] = Aini;
Idade3[0] = Aini;
Idade4[0] = Aini;

```

```

for(i = 1; i < n+1; i++)

```

```

{
    Volume2[i] = Volume2[i-1]+Qin[i-1]-Qout[i-1];
    Concentracao1[i] = 2 / (2*Volume1 + Qin[i-1]) * (Concentracao1[i-1]*Volume1 +
Cin[i-1]*Qin[i-1] - Concentracao1[i-1]*Qin[i-1]/2 + K/24/60*Concentracao1[i-
1]*Concentracao1[i-1]*Volume1);
    Concentracao2[i] = 2 / (2*Volume2[i] + Qout[i-1] + q4c) * (Concentracao2[i-
1]*Volume2[i-1] + Concentracao1[i-1]*Qin[i-1] + Concentracao4[i-1]*q4c -
Concentracao2[i-1]*Qout[i-1]/2 - Concentracao2[i-1]*q4c/2 + K/24/60*Concentracao2[i-
1]*Concentracao2[i-1]*Volume2[i-1]);
    Concentracao3[i] = 2 / (2*Volume3 + Qout[i-1]) * (Concentracao3[i-1]*Volume3 +
Concentracao2[i-1]*Qout[i-1] - Concentracao3[i-1]*Qout[i-1]/2 +
K/24/60*Concentracao3[i-1]*Concentracao3[i-1]*Volume3);
    Concentracao4[i] = 2 / (2*Volume4 + q4c) * (Concentracao4[i-1]*Volume4 +
Concentracao2[i-1]*q4c - Concentracao4[i-1]*q4c/2 + K/24/60*Concentracao4[i-
1]*Concentracao4[i-1]*Volume4);
    Idade1[i] = 2 / (2*Volume1 + Qin[i-1]) * (Idade1[i-1]*Volume1 - Idade1[i-1]*Qin[i-
1]/2+Volume1);
    Idade2[i] = 2 / (2*Volume2[i] + Qout[i-1] + q4c) * (Idade2[i-1]*Volume2[i-1] +
Idade1[i-1]*Qin[i-1] + Idade4[i-1]*q4c - Idade2[i-1]*Qout[i-1]/2 - Idade2[i-
1]*q4c/2+Volume2[i-1]);
    Idade2[i] = (Idade2[i-1]*Volume2[i-1] + Idade1[i-1]*Qin[i-1] + Idade4[i-1]*q4c -
Idade2[i-1]*Qout[i-1] - Idade2[i-1]*q4c + Volume2[i-1])/Volume2[i];
    Idade3[i] = 2 / (2*Volume3 + Qout[i-1]) * (Idade3[i-1]*Volume3 + Idade2[i-
1]*Qout[i-1] - Idade3[i-1]*Qout[i-1]/2 + Volume3);
    Idade4[i] = 2 / (2*Volume4 + q4c) * (Idade4[i-1]*Volume4 + Idade2[i-1]*q4c -
Idade4[i-1]*q4c/2 + Volume4);
}

```

```

for (i = 0; i < n; i++)

```

```

{
    Cout[i]=Concentracao3[i+1];
    Age[i]=Idade3[i+1];
}
}

```